

Fernando Paz Pellat
Julio Wong González
Maira Bazan
Vinisa Saynes
Editores



Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2013

Programa Mexicano del Carbono
Colegio de Postgraduados
Universidad Autónoma de Chapingo
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

Programa Mexicano del Carbono



Enseñar la explotación de la tierra,
no la del hombre





Forma correcta de citar:

Paz, F., J. Wong. M. Bazan y V. Saynes (editores). 2014. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-1-2. 708 p.

ISBN: 978-607-96490-1-2



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

www.pmcarbono.org

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

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

**Estado Actual del Conocimiento
del Ciclo del Carbono y sus Interacciones
en México:
Síntesis a 2013**

**Fernando Paz Pellat, Julio Wong González, Maira Bazan y
Vinisa Saynes**

Editores

Programa Mexicano del Carbono
Colegio de Postgraduados
Universidad Autónoma de Chapingo
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

Montecillo, Estado de México, México
2012

ISBN 978-607-96490-1-2



PRÓLOGO

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) tiene planteado el objetivo, entre otros, de divulgar el conocimiento en relación al Ciclo del Carbono y sus interacciones en las diversas áreas temáticas de su Comité Científico: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmósfera, Dimensión Social y Bioenergía.

Por acuerdo del 2011 del PMC, se planteó una estrategia de aprovechar espacios en reuniones, congresos, simposio, etc., de sociedades científicas afines para instrumentar eventos relacionados con las áreas temáticas del Programa, de tal manera que se iniciara un diálogo y cooperación con estas sociedades y se creara sinergia en el desarrollo del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México.

Durante el Cuarto Simposio Internacional del Carbono en México, realizado en conjunto con la Universidad Autónoma Chapingo, el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey y el Colegio de Postgraduados, se registraron y presentaron trabajos de excelencia en investigación nacional e internacional sobre el ciclo del carbono en las diversas áreas temáticas. Dichos trabajos forman la estructura de este libro que reúne una visión multidisciplinaria y multi-institucional de los enfoques en la dinámica del carbono y sus complejas interacciones. Esperamos seguir coincidiendo con estas Instituciones en los próximos eventos para continuar esta tarea recién iniciada.

La orientación de este simposio hacia la síntesis nacional y regional del conocimiento del ciclo del carbono, parte de la estrategia de desarrollar modelos propios en México que se ajusten a la realidad de la información disponible, la cual es escasa e incompleta, para parametrizar modelos simples de la dinámica del carbono. Es así que las contribuciones de todos los participantes reflejan la intención del desarrollo de nuevos paradigmas de síntesis y modelación, que permitirán la consolidación de la estrategia planteada por el PMC.

El Programa Mexicano del Carbono agradece a los autores de los resúmenes en extenso incluidos en este libro, su colaboración e interés en divulgar el conocimiento científico en esta importante área. Esperamos en los próximos simposios continuar con la difusión e integración de visiones y paradigmas para el desarrollo del conocimiento en México en relación al carbono.

Fernando Paz Pellat
Coordinador General
Programa Mexicano del Carbono

CONTENIDO

CAPÍTULO 1: ECOSISTEMAS TERRESTRES 13

- 1.1 Estimación del carbono contenido en el bosque de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham. en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. 15
- 1.2 Captura de carbono en el sotobosque de plantaciones jóvenes de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* y en pastizales aledaños en el Sureste de México. 22
- 1.3 Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México. 30
- 1.4 Almacenamiento de carbono en raíces de plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México. 38
- 1.5 El manejo del suelo afecta la reactividad del hierro y su interacción con el carbono orgánico del suelo. 46
- 1.6 Simulación del incremento en la deposición de nitrógeno atmosférico y sus efectos en la descomposición de bosques tropicales estacionalmente secos. 51
- 1.7 Variación espacial de la biomasa viva en las selvas de la Península de Yucatán, México. 57
- 1.8 Carbono orgánico del suelo y su relación con la condición en pastizales y matorrales de Chihuahua. 62
- 1.9 Resultados preliminares en la estimación de la biomasa herbácea y arbustiva en matorrales y pastizales de México usando radiómetros multi-espectrales. 70
- 1.10 Dinámica de la captura de carbono derivada de los impactos antropogénicos en ecosistemas del noreste de México. 77
- 1.11 Validación del modelo de cámara dinámica para la evaluación de la mineralización de carbono en suelos. 84
- 1.12 Captura de carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del norte de México. 90
- 1.13 Inóculos líquidos de microorganismos nativos en la mineralización del C orgánico. 98



1.14	Emisión de CO ₂ de mantillo y horizontes de fermentación utilizando un respirómetro	102
1.15	Estimación del carbono orgánico en suelos de zonas áridas y semiáridas.	109
1.16	Almacenes de carbono en la biomasa aérea de cuatro ecosistemas de la cuenca Platanar, Chiapas.	116
1.17	Estimación de captura de carbono en suelos, bajo diferentes sistemas productivos agropecuarios en el municipio de Zacazonapan, estado de México.	122
1.18	Escalando la biomasa forestal del bosque tropical seco.	126
1.19	Generación de dos modelos para determinar el carbono de dos especies de encino.	134
1.20	Estimación de volumen maderable en selva mediana subperennifolia en Campeche, México.	140
1.21	Reservas de carbono orgánico en suelos de la subcuenca del río Mololoa, Nayarit.	145
1.22	Potencial de acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales del Sur de Quintana Roo, México.	152
1.23	Estimación del contenido de carbono en la zona ecológica y cultural Bosque de Tlalpan, Distrito Federal.	157
1.24	Manejos orgánicos: ¿potencialmente viables para captura de carbono?	163
1.25	Retos y avances en la medición y monitoreo de carbono orgánico del suelo en México.	170
1.26	Inventario estatal forestal y de suelos de Aguascalientes, 2012.	177
1.27	Mapa de uso de suelo y vegetación de Aguascalientes, escala 1:50 000	183
1.28	Mapa de carbono orgánico de los suelos de la República Mexicana	187
1.29	Preparación y análisis físicos de las muestras obtenidas en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2009-2012.	192
1.30	Carbono almacenado en tres usos de suelo del monte Tlálloc.	196
1.31	Inventarios, flujos de carbono y efecto de los factores de manejo en bosques templados de la Sierra Norte de Puebla.	202

1.32	Estimación del contenido y captura de carbono en la segunda sección del Bosque de Chapultepec, Distrito Federal.	207
1.33	Comparación del almacenamiento de carbono y la emisión de gases de efecto invernadero en suelos de bosque mesófilo de montaña y en suelos transformados a cultivos y potreros.	214
1.34	Ecuación de biomasa para <i>Pinus patula</i> en bosques de Zacualtipán, Hidalgo.	221
1.35	Optimization and modeling of photosynthesis in wheat: Genetic variation in light interception and radiation use efficiency.	228
1.36	Estimación de los cambios de carbono orgánico del suelo en sistemas con higuera (<i>Ricinus communis</i> L.).	236
1.37	Estimación de la distribución espacial de la biomasa forestal en la península de Yucatán, usando percepción remota y datos de campo.	242
1.38	Captura de carbono en bosque de coníferas de la Sierra Tarahumara Chihuahua, México.	251
1.39	Carbono almacenado en selva mediana de <i>Quercus oleoides</i> y plantaciones de <i>Eucalyptus urophylla</i> y <i>Gmelina arborea</i> en Huimanguillo, Tabasco.	257
1.40	Dinámica de acumulación de C orgánico en suelos vertisoles cultivados en labranza de conservación.	265
1.41	Estimación del almacenamiento de carbono en suelo y árboles de guayaba aplicando ecuaciones alométricas en Calvillo, Aguascalientes.	271
1.42	Variabilidad en el ciclado de C por unidades funcionales de procesamiento de nutrientes en el suelo de dos desiertos mexicanos.	277
1.43	Inventario estatal de emisiones de gases de efecto invernadero en el sector agricultura para el estado de México, años 2005 y 2010.	287

CAPÍTULO 2: ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

293

2.1	Contenidos de carbono en distintos compartimentos de ambientes ribereños en ecosistemas forestales de montaña.	295
2.2	Reserva de carbono en la biomasa aérea de manglar.	302



2.3	Balance metabólico de un embalse eutrófico con variaciones de nivel: implicaciones sobre el flujo de carbono en cuerpos acuáticos tropicales.	309
2.4	Dinámica del carbono en sedimentos y biomasa expresada como carbono de los MIB de la zona litoral de Alchichica, Puebla.	317
2.5	Variación a largo plazo de la concentración y distribución vertical del carbono orgánico particulado en el Lago Alchichica, Puebla.	325
2.6	Producción primaria en un lago oligotrófico tropical.	332
2.7	Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande.	338
2.8	Dinámica de la biomasa de invertebrados bentónicos en la zona profunda de un lago oligotrófico tropical.	345
2.9	Variación horizontal de los flujos de carbono particulado en un lago tropical.	353
2.10	Ciclo anual de la producción primaria del fitoplancton en la zona costera, SW de la Península de Baja California, México.	359
2.11	Variabilidad espacio temporal de la asimilación de carbono en la capa de mezcla frente a Baja California durante el año 2000.	366
2.12	Distribución de la productividad primaria fitoplanctónica frente a Baja California durante el evento La Niña 2008.	375
2.13	Asimilación de carbono en el Sistema Lagunar Navachiste, Guasave, Sinaloa.	383
2.14	Influencia de las surgencias costeras sobre la fracción de tamaño del fitoplancton en el área marino costera del Sistema Lagunar Navachiste, Sinaloa.	392
2.15	Variación interanual de la $p\text{CO}_2$ en una zona de surgencia costera en el sur de la Corriente de California.	399
2.16	Intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna Yavaros y el golfo de California.	406
2.17	Estimación de $p\text{CO}_2$ a partir de datos <i>in situ</i> y de satélite en la costa noroccidental de Baja California.	412
2.18	Dinámica del carbono y azufre en sistemas ribereños del río Amecameca.	418

2.19	Subsaturación de carbonato en la zona de mínimo de oxígeno (ZMO) de las costas del Pacífico Tropical frente a México.	424
2.20	Variabilidad temporal del sistema del CO ₂ frente a las costas de Baja California.	431
2.21	Presencia de aguas subsaturadas con respecto a aragonita en las costas de Baja California, México.	438
2.22	Reducida producción de CaCO ₃ por <i>Porites panamensis</i> en tres comunidades arrecifales del Pacífico mexicano.	447
2.23	Contribución de pastos marinos y eventos de surgencia a la variabilidad estacional del sistema de carbono en zonas costeras.	452
2.24	Variación temporal de pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima.	461
2.25	Principales procesos de control del CO ₂ en la Bahía de Todos Santos, B.C., durante el evento de La Niña.	467
2.26	pCO ₂ en la superficie del mar y atmosférica en las Bahías de Manzanillo, México.	474

CAPÍTULO 3: DIMENSIÓN SOCIAL

479

3.1	Enlazando fitorremediación de sitios contaminados y secuestro de carbono como servicio ambiental.	480
3.2	Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe: una herramienta innovadora para el desarrollo de políticas y sensibilización.	487
3.3	Estrategia metodológica para implementar esquemas de compensación por mejores prácticas productivas en tierras de pastoreo del estado de Nuevo León.	493
3.4	Valoración ambiental una perspectiva socio-cultural de un ecosistema acuático como alternativa al desarrollo sustentable: caso Lago de Cuitzeo, Michoacán.	498
3.5	Programas municipales de cambio climático, desafíos, retos y oportunidades.	507
3.6	Hacia una evaluación integral de los servicios ambientales y compensaciones: estudios de caso en comunidades de la Meseta Purépecha, Michoacán.	511
3.7	Mujeres rurales, maíces nativos y captura de carbono en la construcción de sistemas complejos hacia la conciencia social.	522



3.8	La política pública y el mercado del carbono en el Programa Nacional de Cambio Climático 2013-2018.	528
3.9	Estrategia de mitigación-adaptación al cambio climático del sector cafetalero en la Sierra Madre de Chiapas.	535
3.10	Modelo de diagnóstico socio ambiental para el sector silvicultura y cambio de uso de suelo en sistemas naturales y productivos del Estado de México.	540
3.11	Análisis de optimización con múltiples criterios para la valoración de la captura de carbono en la Sierra Juárez de Oaxaca, México.	545
3.12	Diseño de mecanismos de mercado para la mitigación del cambio climático: opciones de política pública en México.	543
3.13	Sistemas de producción pecuaria y gases de efecto invernadero en el estado de México.	566
3.14	Retos y oportunidades para la elaboración de inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero sector agricultura, forestal y usos del suelo-AFOLU.	574
3.15	La gestión de la producción forestal: Una herramienta activa de mitigación del cambio climático.	581
3.16	Escenarios potenciales de las anomalías en los cambios estacionales de temperatura y precipitación en bosques para los años 2030 y 2050 en México.	585

CAPÍTULO 4: ATMÓSFERA

599

4.1	Emisiones de carbono de quemas controladas en relación a cargas de combustibles en ecosistemas forestales.	600
4.2	Incendios forestales, carbono negro y carbono orgánico en México: 2000 – 2012.	606
4.3	Variabilidad interanual de la evapotranspiración en dos ecosistemas semiáridos en el noroeste de México.	612
4.4	Análisis multisitio de errores aleatorios en flujos de CO ₂ de suelo en diferentes condiciones de humedad.	620

CAPÍTULO 5: BIOENERGÍA 627

- 5.1 Estabilización de metales en suelos contaminados con biochar y microorganismos para rehabilitación. 628
- 5.2 Dinámica de la materia orgánica del suelo bajo cultivo de cebada (*Hordeum vulgare*): efecto de la aplicación de composta y biochar. 635
- 5.3 Evaluación de la tolerancia a sequía de cultivos en suelos mejorados con biochar. 642
- 5.4 Variaciones en el contenido de carbono en combustibles de diferentes ecosistemas forestales. 653
- 5.5 Emisiones de gases efecto invernadero para el año 2010. Sector: Procesos industriales, en el estado de México. 658
- 5.6 Emisiones de gases de efecto invernadero del sector desechos en el Estado de México para el año 2010. 665
- 5.7 Avances en la estimación de emisiones de GEI en el sector energía para el estado de México. 670
- 5.8 Proyección del carbón vegetal como fuente de energía renovable y con indicadores de ciclo de vida potencialmente favorables y positivos. 674
- 5.9 Estimación de biogás como base para la implementación de un relleno sanitario intermunicipal: Jiquilpan, Sahuayo y Venustiano Carranza. 679
- 5.10 México ante la problemática energética: carbón mineral *versus* uranio. 685

CAPÍTULO 6: CONFERENCIAS MAGISTRALES 695

- 6.1 Desarrollo de capacidades para la implementación de la Ley General de Cambio Climático. 697
- 6.2 Mitigación de carbono en bioenergía, agricultura y el sector forestal: perspectivas del quinto reporte global del IPCC. 698



6.3	Plan científico del Programa de Carbono para Norteamérica (CarboNA).	699
6.4	Iniciativa para crear la Agencia Mexicana de Mares y Costas.	700
6.5	El carbono en los ecosistemas terrestres de México.	701
6.6	Hacia una síntesis de flujos de agua y carbono en ecosistemas terrestres de México.	702

1

**Ecosistemas
Terrestres**





1.1 Estimación del carbono contenido en el bosque de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham. en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo

Rodríguez-Sánchez Verónica M.¹ y Calva-Vásquez Germán¹

¹Laboratorio de Contaminación Atmosférica, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, Campus II, Batalla 5 de Mayo s/n Esq. Fuerte de Loreto Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, D.F.
Autor para correspondencia: vmrs_1190@yahoo.com.mx

Resumen

Los estimadores para generar las ecuaciones de regresión alométrica se obtienen a partir de la biomasa seca de la parte aérea. El análisis de regresión es el método más usado para predecir la biomasa arbórea, ya que relaciona dos o más variables. En el presente estudio se generaron dos ecuaciones para determinar biomasa y carbono en *Abies religiosa* en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. Los registros en campo de Diámetro Normal (DN), Área Basal y Altura de 250 árboles se utilizaron para obtener los estimadores dasométricos. El contenido de carbono se determinó a través del análisis dimensional de las variables referidas. Las ecuaciones obtenidas siguen un modelo potencial, $Y = b \cdot X^k$, donde Y , es el contenido de biomasa y carbono, X es el DN y b , k son los estimadores de la ecuación. Para establecer los modelos predictivos de biomasa y carbono, se empleó el DN registrado en campo y se obtuvo el ajuste de los parámetros b y k de los modelos propuestos, $B = 0.0519 \cdot \text{DN}^{2.5954}$ y $C = 0.031 \cdot \text{DN}^{2.595}$. Los parámetros para ambas ecuaciones fueron estimados con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.971. Los resultados permiten concluir que el rodal muestreado de 1.34 ha contiene 327 536.95 kg de biomasa y 195 867.09 kg de carbono almacenado en el estrato aéreo, así como 244 430.56 kg B ha⁻¹ y 146 169.47 kg C ha⁻¹ respectivamente.

Palabras clave: biomasa, variables dasométricas, ecuaciones alométricas, modelo potencial.

Abstract

The estimators used to generate the allometric regression equations are obtained from the dry biomass from the air sample. The regression analysis is the most commonly used method to predict the arboreal biomass because it shows the relationship between two or more variables. In the following studies, two equations were generated to determine biomass and carbon in *Abies religiosa* at the Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. The registries in the Normal Diameter (DN) field, Basal Area and Height from 250 trees were used to obtain dasometric estimators. The carbon content was determined through the dimensional analysis of the variables previously mentioned. The equations obtained follow a potential pattern, $Y = b \cdot X^k$, where Y stands for the biomass and carbon content, X stands for DN, and b and k stand for the equation estimators. To establish the predictive biomass and carbon models, the registered field DN was used and the adjustments of the parameters b and k were obtained, $B = 0.0519 \cdot \text{DN}^{2.5954}$ and $C = 0.031 \cdot \text{DN}^{2.595}$. The parameters for both equations were estimated with a determination coefficient (R^2) of 0.971. The results allow us to conclude that the sample contains 327 536.95 biomass kilograms and 195 867.09 kg stored carbon in the aerial stratum, along with 244 430.56 kg B ha⁻¹ and 146 169.47 kg C ha⁻¹, respectively.

Key words: biomass, dasometric variable, allometric equations, potential model.



Introducción

El dióxido de carbono (CO₂) es el gas más importante de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) y representa el 60% del total de los cambios en las concentraciones de todos ellos. El incremento en la concentración de este gas fue de 1.5 ppm por año en los últimos dos decenios del siglo XX; en los años noventa la tasa anual aumento de 0.9 ppm a 2.8 ppm. La concentración de este gas en 2005 fue de 379 ppm (IPCC, 2008).

Los bosques capturan, fijan y almacenan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y pueden controlar hasta el 90% del flujo anual entre la atmósfera y la superficie terrestre (Apps *et al.*, 1993; Ordóñez *et al.*, 2001). El carbono se acumula en la biomasa del ecosistema forestal a través de la fotosíntesis y es aproximadamente el 50% de ella, en relación al peso seco. Este proceso hace que los bosques se consideren “sumideros de carbono” eficientes que permite equilibrar la concentración de este elemento (Torres y Guevara, 2005; Breymer *et al.*, 1996; Shaver y Aber, 1996).

El método más usado para determinar la biomasa aérea es la estimación entre el crecimiento y las variaciones ambientales en el rodal, empleando modelos de regresión obtenidos con el derribe de árboles (Acosta *et al.*, 2001; Avendaño, 2009; Díaz *et al.*, 2007; Figueroa, 2010; Flores, 2010; Jiménez, 2010; Maser *et al.*, 2000; PAOT, 2010; Rodríguez, 2007; Rojas-García, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009; Vigil, 2010; Zamora, 2003) expresando las condiciones de la región.

Los métodos destructivos, implican un costo económico y ecológico, aun cuando la corta de árboles sea por venta y/o saneamiento. Las ecuaciones alométricas basadas en variables dasométricas podrían ser un método más factible, cuidando que el rodal sea incoetáneo y que los factores ambientales no afecten el crecimiento en diámetro y altura de los árboles, con ello se busca abarcar más superficie arbórea y sin afectar al ecosistema por derribo. Aun cuando hay gran cantidad de referencias para bosques tropicales (Brasil, Perú, Colombia y Venezuela), quedan los ecosistemas templados de altura con un déficit en análisis de este tipo, y dado que no se puede ignorar el potencial que los bosques tienen para asegurar la permanencia del carbono reservado en ellos; este trabajo se estimó el contenido de C en el estrato arbóreo del bosque de *Abies religiosa* presente en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo a través de modelos alométricos basados en censos forestales y el empleo de ecuaciones establecidas para la cubicación de la biomasa leñosa.

Materiales y métodos

Zona de estudio y trabajo de campo

El estudio se realizó en el Parque Nacional “El Chico” geográficamente se ubica entre las coordenadas extremas de los 20°10'10" a 20°13'25" latitud Norte y los 98°41'50" a 98°46'02" de longitud Oeste como se muestra en la Figura 1, cuya extensión territorial es de 2739.0263 ha. La investigación se efectuó en un bosque de *Abies religiosa* (oyamel o abeto) dentro del Parque Nacional Mineral “El Chico”. Su amplia cobertura tipifica a la vegetación del área, con 1725.4 ha que equivale al 62.9% del total; se distribuye desde los 2600 a los 3086 m s.n.m. e indistintamente se establece en suelos con amplio rango de inclinación, exposición de laderas, humedad edáfica, profundidad del suelo (> 1.5 m). Sobresale por la forma cónica de sus árboles y sus alturas de 20 a 40 m, constituyendo una cobertura densa y siempre verde (CONANP, 2005).

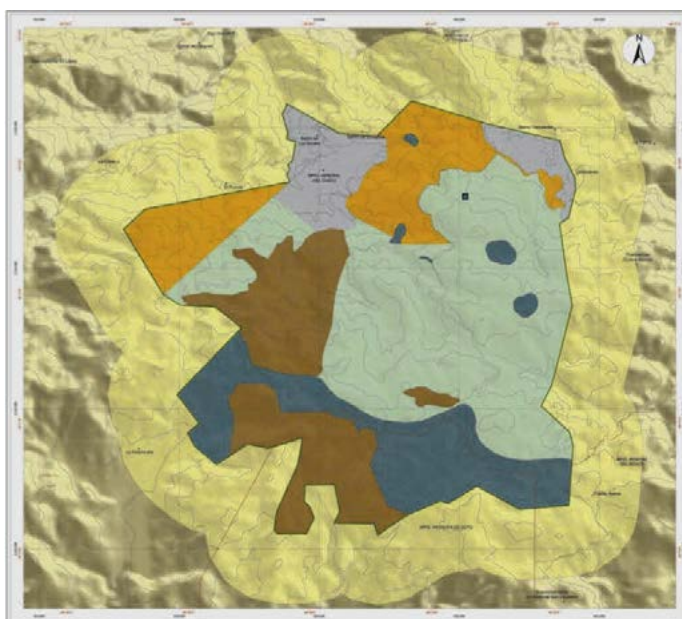


Figura 1. Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. Imagen tomada de CONANP, 2005.

Dado lo abrupto del sitio el registro de los datos se llevó a cabo a través de un cuadrante de 50 x 50 m para ubicar en los vértices, cuatro círculos cuyo radio fue de 17.8 m y dentro del círculo se trazaron cuatro cuadrantes para sistematizar el registro dasométrico, densidad arbórea. A los árboles de *Abies religiosa*, se les registro DN, diámetro basal y altura fustal (DendroFlexómetro© utilizando la escala 1/10).

Generación de ecuaciones alométricas

El modelo alométrico relaciona el crecimiento biológico del tipo multiplicativo (Zapata *et al.*, 2001). Un árbol es el resultado del crecimiento en altura (primario) y en diámetro (secundario), es decir, el desarrollo del meristemo y del cambium vascular es la relación entre las partes (Figuroa, 2010; Rodríguez y Leihner, 2006), el ritmo de ese crecimiento está condicionado por la fisiología y ecología de la especie arbórea y por su longevidad (años). Las relaciones entre las dimensiones del fuste y la cantidad de biomasa permiten estimar la biomasa seca de los componentes de un árbol (Avendaño *et al.*, 2009; Díaz *et al.*, 2007) y el carbono presente (Acosta *et al.*, 2002) y al considerar el conjunto de arboles del rodal, implícitamente esta la edad arbórea (Juvenil-maduro-senil). De ahí la importancia de determinar la relación alométrica para la especie *Abies*, cuya longevidad oscila entre los 150-200 años y en condiciones de una sucesión natural.

Se pretende evitar la influencia de los cuidados forestales (agua, radiación, nutrientes en suelo), o bien cuando se estimula el crecimiento por efecto de cosecha, o por prácticas silvícolas de saneamiento o conservación. Aportar un modelo alométrica útil para a estudios para estimar la fijación biológica de C a escala global (Ares *et al.*, 2002). Para calcular la biomasa y el contenido de carbono a partir del censo realizado se siguió el método propuesto por Espinosa, (2005); que se basa en funciones a escala de árbol y que relacionan variables como la altura, diámetro normal, área basal para obtener valores de volumen, biomasa aérea y contenido de carbono.

Una vez obtenidos los datos de biomasa aérea y carbono se relacionaron con el diámetro normal correspondiente a cada árbol en ambos casos. Se ajustó un modelo matemático expresado por la

ecuación (1), cuya forma es potencial. Cada modelo fue ajustado por mínimos cuadrados con el propósito de obtener valores de los parámetros b y k que representan la ordenada al origen y la pendiente, del modelo de regresión, respectivamente.

$$Y = b \cdot X^k \quad (1)$$

donde, Y es el contenido de biomasa y carbono (kg), X es el DN (cm) y b , k son los estimadores de la ecuación.

Al expresar el modelo (1) en su forma lineal mediante transformaciones logarítmicas de las variables involucradas y ajustarlo empleando los datos de Y y X como variable dependiente e independiente, respectivamente, se obtiene el modelo 2 expresado por la ecuación 2:

$$\ln(Y) = \ln(b) + k \ln(X) \quad (2)$$

donde, Y , X , b y k tienen el mismo significado que en la ecuación 1 y $\ln(Y)$, $\ln(b)$ y $\ln(X)$ son los logaritmos naturales de Y , b y X , respectivamente.

Resultados y discusión

Estimación de biomasa y carbono

Los 250 árboles que se muestrearon para *Abies religiosa* presentaron un diámetro normal (DN) que varió desde 2.86 a 100.59 cm y una altura de 2.1 a 40.5 m con un promedio de 43.21 cm y 21.17 m, respectivamente. Con los cálculos de biomasa y el diámetro normal, se procedió a ajustar el modelo representado por la ecuación 1. El modelo resultante y la curva respectiva se muestran en la Figura 2, en la cual su coeficiente de determinación es de $R^2=0.971$ y cuyo modelo para estimar la biomasa es $B = 0.0519 \cdot DN^{2.5954}$ realizando su transformación al modelo dado por la ecuación 2 se tiene que $B = -2.9584 + 2.5954 \cdot \ln(DN)$.

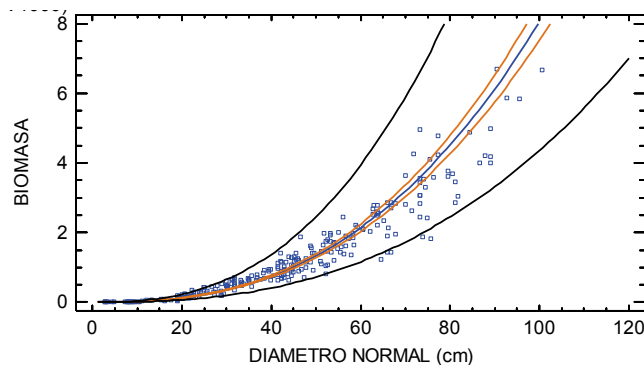


Figura 2. Dispersión de los valores observados, línea de tendencia generada y modelo ajustado para estimar biomasa en *Abies religiosa*.

Como se observa en la gráfica anterior, que representa la relación de biomasa y diámetro normal, la lineal (azul) representa el ajuste a los registros de campo, las líneas paralelas (ocre) representan el intervalo de confianza del 95% de ajuste de la regresión. La mayor dispersión registrada corresponde a las categorías diamétricas de aquellos árboles maduros (>50-65 cm), esta etapa es justo cuando la tasa de crecimiento es la más significativa en la vida del oyamel. Las categorías menos presentes se

encuentran en árboles adultos (65-85 cm) y seniles (>85 cm). En el Cuadro 1 se resumen de los estadísticos para la regresión alométrica de la biomasa vs diámetro normal. El estadístico R^2 indica que el modelo se ajusta explicando el 97,1944% de la variabilidad de la biomasa. El coeficiente de correlación es igual a 0.985872, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

Cuadro 1. Estimadores estadísticos de biomasa vs diámetro normal para la regresión alométrica

Parámetro	Estimador por Mínimos cuadrados	Error Estándar	Estadístico T	Valor de R^2	Coefficiente de correlación
Ordenada al origen	-2.95744	0.102175	-28.9449	97.1944	0.985872
Pendiente	2.59519	0.0279986	92.69		

En el Cuadro 2 se observan los estimadores del Análisis de Varianza que muestra que el valor de p es menor de 0.05, es decir, que existe una relación estadísticamente significativa entre biomasa y DN en el nivel de confianza del 95,0%. De acuerdo con Jenkins *et. al.*, 2003, la variación del diámetro en las diferentes etapas de vida del rodal podrían sobreestimar la biomasa.

Cuadro 2. Análisis de Varianza entre biomasa y DN

Origen	Suma de cuadrados	g.l.	Media cuadrática	Proporción F	Valor de p
Modelo	823.392	1	823.392	8591.43	0.0000
Residual	23.768	248	0.0958387		
Total (Corr.)	847.16	249			

El error estándar de la estimación la desviación de los registros del DN es 0.309578, el cual se puede utilizar para constatar los límites de predicción en nuevas observaciones. Por otro lado, las tasas de crecimiento de mayor actividad corresponden a las edades juveniles y maduras que tienen una amplia dispersión, y este grupo de árboles pueden influir sobre el comportamiento logarítmico, no con suficiente peso como se muestra en la gráfica de residuales. No se determina heterocedasticidad entre el diámetro y la biomasa.

La media del error absoluto (MAE) fue de 0,243758 es el valor promedio de los residuos. La prueba estadística de Durbin-Watson (DW) se empleó para determinar si la ocurrencia del registro de los datos podría influir en la correlación de las variables.

Las estimaciones insesgadas del modelo de regresión dependen de las ecuaciones de biomasa, en tanto mejor sea su aproximación en el mismo grado será su estimación. Mientras los factores ecológicos se mantengan estables y no se alteren por el cambio climático o por efecto de retraso del crecimiento efecto de la contaminación atmosférica, la relación entre los estimadores se mantendrá insesgada.

Con la información del carbono total por árbol, se llevó a cabo el mismo procedimiento anterior para obtener la ecuación. En la Figura 3 se representa la relación entre contenido de carbono y diámetro normal, la lineal (azul) representa el ajuste a los registros de campo, las líneas paralelas (ocre) representan el intervalo de confianza del 95% de ajuste de la regresión, la curva de ajuste obtenida fue $C=0.031*DN^{2.595}$ con un coeficiente de determinación de $R^2=0.971$, en su forma lineal la ecuación que se obtuvo fue $C=-3.4737+2.595*Ln(DN)$. Por lo tanto, se considera que el número de observaciones utilizadas es suficiente, para obtener una estimación adecuada de la biomasa por individuo en esta especie, en función del tamaño de diámetro (Acosta *et al.*, 2011).

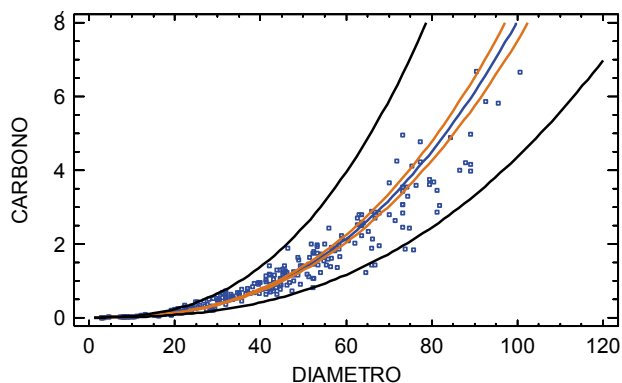


Figura 3. Dispersión de los valores observados, línea de tendencia generada y modelo ajustado para estimar contenido de carbono en *Abies religiosa*.

La porción del bosque nos indica que existen $244\,430.56\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de biomasa y $146\,169.47\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de carbono almacenado en el estrato aéreo. Los factores más sobresalientes para determinar si un modelo es adecuado o no, desde un punto de vista matemático son: que el número de las observaciones y la distribución de tamaños de las muestras del modelo utilizado sea el adecuado de acuerdo a la tendencia de las muestras y que el valor del coeficiente de determinación cuyo valor varía de 0 a 1 ($0 \leq R^2 \leq 1$) sea lo más cercano a 1 (Acosta *et al.*, 2011).

Conclusiones

Los modelos alométricos obtenidos en el estudio se consideran *ha doc* para el rodal muestreado en el Parque Nacional “El Chico” pues se obtuvo un ajuste robusto; se considera que la escasez de árboles en etapa senil contribuye a la pérdida de ajuste en el modelo alométrico y que se requiere aumentar el número de registros de esa talla. La ecofisiología del bosque de oyamel es un factor determinante en la relación al crecimiento del rodal, razón por la que deben generarse mayor cantidad de investigaciones que establezcan cuáles son los factores determinantes y sus límites tolerables para el crecimiento óptimo del bosque natural de oyamel. En México debe crearse un banco de registros dasométricos derivados de inventarios forestales para utilizar el IFA (Inventario Forestal Alométrico) y así obtener la fijación de carbono en la sucesión de los ecosistemas forestales del país.

Referencias

- Acosta M., J. D. Etchevers, C. Monreal, K. Quednow, C. Hidalgo. 2001. Un método para la medición del carbono en los compartimientos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas en terrenos de ladera en México. INIFAP, Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 13 pp.
- Acosta M., J. Vargas, A. Velázquez, J. D. Etchevers. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca. México. *Agrociencia* 36:725-736.
- Acosta M., F. Carrillo, R. G. Gómez. 2011. Estimación de biomasa y carbono en dos especies de bosque Mesófilo de montaña. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 2:529-543.
- Apps M. J., W. A. Kurz, R. J. Luxmoore, L.O. Nilsson, R. A. Sedjo, R. Schmidt, L. G. Simpson, T.S. Vinson. 1993. Boreal forest tundra. In: Wisniewski, J. & R. N. Sampson (eds) *Terrestrial biosphere carbon fluxes: quantification and sources of CO₂*. Kluwer Academic Pub. pp. 39-53.
- Avendaño D. M., M. Acosta, F. Carrillo, J. D. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 32:233-238.
- Ares A., J. Boniche, J. P. Quesada, R. Yost, E. Molina. 2002. Estimación de biomasa por métodos alométricos, nutrientes y carbono en plantaciones de palmito en Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 26:19-30.

- Breymer A. I., B. Berg, S. T. Gower, D. Johnson. 1996. Carbon budget: temperate coniferous forests. *In: Global change: effects on coniferous forests and grasslands*. John Wiley, Chichester, UK. pp. 41-67
- CONANP. 2005. Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional El Chico. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 236 pp.
- Díaz 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.
- Espinosa M. 2005. Estimación del contenido y captura de carbono en el bosque de *Pinus hartwegii* de la cuenca alta del río Magdalena, D.F. Tesis profesional, UNAM, México, D.F.
- Figuroa C. M. 2010. Almacenamiento de carbono en bosques manejados de *Pinus patula* en el Ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México.
- Flores P. 2010. Impacto del proceso de declinación sobre la productividad primaria neta en bosques de *Abies religiosa*. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- IPCC. 2008. Report of the 29th session of the IPCC. Geneva, 31 August - 4 September. pp.53.
- Jenkins J., D. C. Chojnacky, L. S. Heath, R. A. Birdsey. 2003 National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science* 49:12-35
- Jiménez C. 2010. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en la parte aérea de *Pinus hartwegii* Lindl., en el Parque Nacional Izta-Popo. Tesis Profesional. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México.
- Masera O., B. H. J. De Jong, I. Ricalde. 2000. Consolidación de la Oficina Mexicana para la Mitigación de Gases de Efecto Invernadero. Instituto de Ecología, UNAM. México. 197 pp.
- Ordóñez J. A.; B. H. J. De Jong, O. Masera. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en San Juan Nuevo Michoacán. *Madera y bosques* 7:27-47.
- PAOT. 2010. Cuantificación del carbono almacenado en la vegetación del Suelo de conservación del Distrito Federal. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial, México. 33 pp.
- Rodríguez R. 2007. Capacidad de almacenamiento de carbono en tres ecosistemas de La Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 110 pp.
- Rodríguez W., D. Leihner. 2006. Análisis del crecimiento vegetal. 1ra Edición. San José Costa Rica. Editorial Universidad de Costa Rica. 42 pp.
- Rodríguez R., J. Jiménez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño, R. Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de Pino-Encino en la reserva La Reserva El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5:317-327.
- Rojas-García F. 2004. Contenido y captura potencial de carbón en el bosque de *Pinus hartwegii* del Parque Nacional La Malinche: Tlaxcala-Puebla. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM, D.F., México.
- Shaver G. R., J. D. Aber. 1996. Carbon and nutrient allocation in terrestrial ecosystems. *In: Global change: effects on coniferous forests and grasslands*. John Wiley, New York, NY, USA. pp. 183-198.
- Torres J. M., S. A. Guevara. 2005. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica* 63:40-59.
- Vigil N. 2010. Estimación de biomasa contenido de carbon en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental "Las Cruces", Texcoco, México. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México.
- Zamora J. C. 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. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Uruapan Michoacán.
- Zapata M., J. I. del Valle, S. A. Orrego. 2001. Corrección por sesgos en modelos log-normales alométricos linealizados utilizados para la estimación de la biomasa aérea. *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales* 18 al 20 de Octubre del 2001. Valdivia, Chile.



1.2 Captura de carbono en el sotobosque de plantaciones jóvenes de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* y en pastizales aledaños en el Sureste de México

Fierros-González Aurelio M.¹ y Gómez-Guerrero Armando¹

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

Resumen

Las compensaciones económicas por captura de carbono pueden obtenerse por diferentes vías, tales como los mecanismos de desarrollo limpio, los mercados voluntarios y a través de proyectos REDD. Todos estos pagos se realizan considerando el carbono incremental que se captura después de aplicar las acciones que se propongan en un proyecto. Las plantaciones forestales en terrenos de uso previo no forestal producen un incremento neto en captura de carbono. Las plantaciones de Eucalipto localizadas en la frontera de los estados de Oaxaca y Veracruz se establecen en pastizales inducidos (en uso ganadero o abandonados) para mejorar su rentabilidad. Para contar con datos para establecer una línea base del carbono existente previo al establecimiento de la plantación, se colectaron muestras de la biomasa arbustiva y herbácea existente en cuadrantes de 1 m², ubicados áreas de pastizales y en áreas plantadas. Las muestras se pesaron en campo y se tomaron submuestras para obtener peso seco constante en laboratorio. El contenido de carbono se midió con un analizador para muestras sólidas. El contenido de carbono por unidad de superficie, para los pastizales fue de 2.03 Mg C ha⁻¹ y en las áreas plantadas de 2.04 y 1.96 Mg C ha⁻¹ para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectivamente. Los resultados muestran el reservorio de carbono en el sotobosque de una plantación es similar al del pastizal.

Palabras clave: carbono, sotobosque, pastizales, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Abstract

Economic compensation for carbon sequestration may be obtained by different ways such as clean development mechanisms, voluntary markets and REDD projects. All these payments take into account the incremental carbon that is fixed after some actions proposed in the projects are done. Forest plantations established in non-forest previous use lands make a net increment in carbon captured. Eucalyptus plantations in the Oaxaca and Veracruz states border (México) were established on induced grasslands (in use or abandoned) to improve land profitability. To establish a base line of carbon content before the trees were planted, samples of the existing biomass were taken in 1 m² quadrats in grasslands and planted lands. Samples were weighted in field and sub-samples were taken to obtain constant dry weight in laboratory. Carbon content was measured using an analyzer for solid samples. The average carbon content for land unit was obtained; in grasslands (2.03 Mg C ha⁻¹) and in planted areas (2.04 and 1.96 Mg C ha⁻¹) for *Eucalyptus grandis* and *E. urophylla*, respectively. Results show that the undergrowth carbon reservoir in a forest plantation is similar to that of the herbaceous stratus of grasslands.

Key words: carbon, forest understory, grasslands, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Introducción

La compensación económica por captura y secuestro de carbono pueden obtenerse por diferentes vías, tales como los mecanismos de desarrollo limpio del Protocolo de Kioto, los mercados voluntarios y a través de proyectos REDD.

Todas estas formas de compensación se realizan considerando el carbono incremental que se captura después de aplicar las acciones que se propongan en un proyecto, es decir, el carbono adicional que se captura debido al desarrollo de un proyecto. Las plantaciones forestales en terrenos de uso previo no forestal producen un incremento neto en captura de carbono, porque a partir del establecimiento de árboles la ganancia neta de carbono se refleja en el crecimiento de los árboles y la vegetación bajo el dosel.

Las plantaciones de Eucalipto localizadas en la frontera de los estados de Oaxaca y Veracruz se establecen en pastizales inducidos (en uso ganadero o abandonados) para mejorar su rentabilidad. Con este cambio del suelo a uso forestal se influye favorablemente en el ciclo del carbono creando otros reservorios estables y que pueden ser de utilidad para las comunidades.

El objetivo del trabajo fue establecer una línea base de contenido de carbono en la vegetación existente en los predios antes del establecimiento de las plantaciones. Asimismo, conocer el carbono que captura la vegetación que se desarrolla en el sotobosque de las plantaciones establecidas, para sumarlo al que capturan las plantaciones.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los trabajos de campo se desarrollaron en plantaciones forestales de eucalipto ubicadas en los límites de los estados de Oaxaca y Veracruz, entre las coordenadas geográficas 17°, 07' y 17° 54' latitud norte y 94° 52' y 95° 54' longitud oeste (Figura 1).

La temperatura media anual es de 28 °C y la precipitación varía de 1500 a 2400 mm anuales. Predominan los climas cálidos, húmedo (Am) y subhúmedo (Aw). Las unidades de suelos predominantes son Cambisoles, Alfisoles y Luvisoles, de textura franca a arcillosa (INEGI, 1988). Las plantaciones en estudio suman 1717 ha; 910 de *Eucalyptus grandis* y 807 de *E. urophylla*, con edades de 7 a 73 meses, distribuidas en trece predios (Figura 2).



Figura 1. Localización del área de estudio. Gómez-Tejero, 2006.

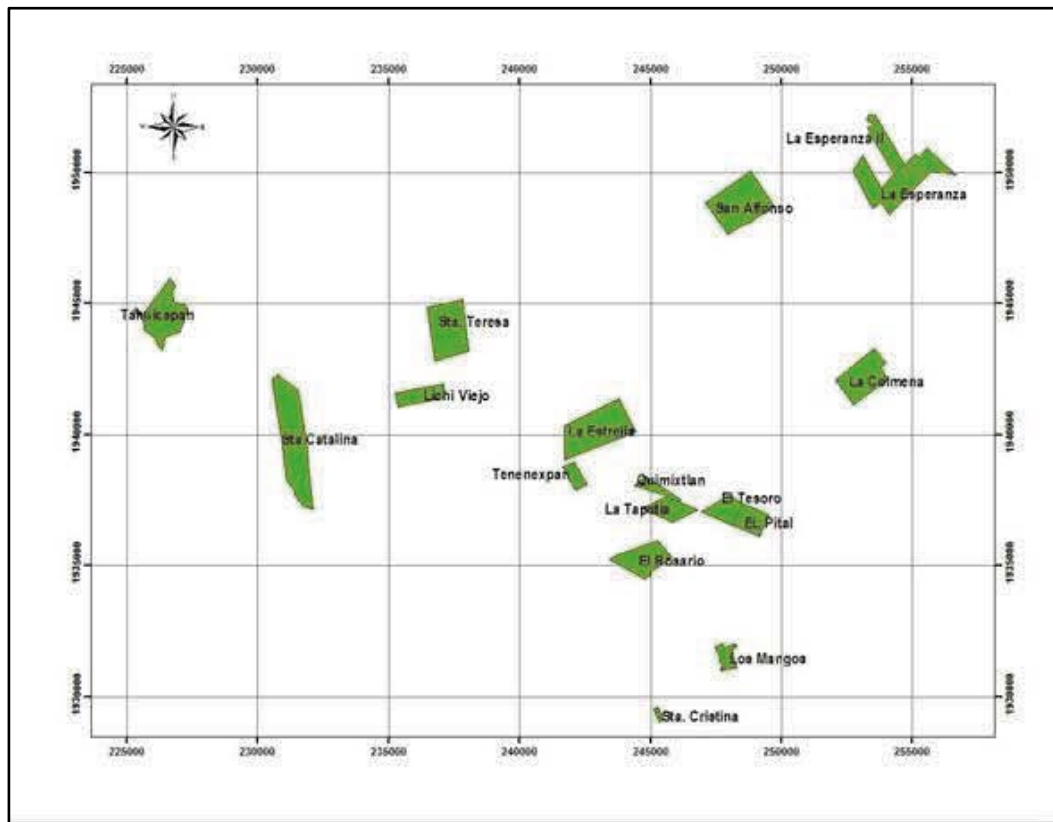


Figura 2. Localización de los predios de las plantaciones. Gómez-Tejero, 2006.

Muestreo de biomasa en pastizales y el sotobosque de las plantaciones

Se colectaron muestras de la biomasa arbustiva y herbácea, existente en 32 cuadrantes de 1 m² delimitados con una escuadra de madera de 1 m x 1 m de longitud; 19 cuadrantes en áreas con plantación de eucalipto de diferentes edades y 13 en áreas con pastizales (Figura 3; Cuadro 1). Siguiendo el método de cosecha de Whitaker y Marks (1975), se cortó a ras del suelo toda la vegetación arbustiva y herbácea viva ubicada dentro del cuadrante y se colocó en bolsas de papel identificadas con el nombre del predio (Figura 4).



Figura 3. Ubicación de los cuadrantes de muestreo.

Cuadro 1. Distribución de las muestras tomadas para la determinación de la biomasa del sotobosque. Los cuadrantes en los pastizales no están ligados a las edades de plantación

Rango de edad (meses)	Predio	Especie	Cuadrantes	
			Plantación	Pastizal
23-29	13 Santa Cristina	<i>E. urophylla</i>	1	1
	10 La Esperanza 2	<i>E. urophylla</i>	1	1
	12 San Alfonso	<i>E. urophylla</i>	1	1
33-41	06 La Estrella	<i>E. urophylla</i>	1	1
	04 El Rosario	<i>E. urophylla</i>	1	1
44-53	08 Quimixtlán-La Tapatía	<i>E. urophylla</i>	1	1
	13 Santa Cristina	<i>E. urophylla</i>	1	
	09 El Pital	<i>E. urophylla</i>	1	1
	07 La Esperanza 1	<i>E. urophylla</i>	1	1
	08 Quimixtlán-La Tapatía	<i>E. grandis</i>	1	
58-62	11 Tenenexpan	<i>E. grandis</i>	1	1
	10 La Esperanza 2	<i>E. grandis</i>	1	
	07 La Esperanza 1	<i>E. grandis</i>	1	
	05 La Colmena	<i>E. grandis</i>	1	1
	02 Santa Teresa	<i>E. grandis</i>	1	1
	06 La Estrella	<i>E. grandis</i>	1	
	04 El Rosario	<i>E. urophylla</i> y <i>E. grandis</i>	2	1
64-73	01 Los Mangos	<i>E. grandis</i>	1	1
	Totales		19	13



Figura 4. Empaque y pesado de muestras.

Las muestras vegetales se pesaron con la humedad de campo y se colectó una submuestra para fines de corrección por humedad. Las submuestras se secaron a 70 °C por 72 horas y a partir de su peso, se ajustaron los pesos húmedos de campo para estimar la materia seca neta (Figura 5). Después del pesado, las submuestras se picaron con tijeras de podar en trozos de aproximadamente 1.0 cm para facilitar su paso por un molino para muestras vegetales. Una muestra vegetal de aproximadamente 10 g se molió a nivel más fino (0.05 mm) con un molino de balines y se envió a laboratorio para su análisis de carbono total con un analizador para muestras sólidas.

Con lo anterior, se tuvo la posibilidad de establecer relaciones de biomasa-contenido de carbono para la vegetación que crece en el sotobosque de las plantaciones de Eucalipto, de acuerdo a la edad de éstas, y también compararlo con las de las áreas no plantadas cuyo uso es como pastizal.



Figura 5. Empacado e identificación de submuestras.

Procesamiento de muestras en laboratorio

Una vez conocidos los pesos secos de material vegetal por cuadrante, se realizó las estimaciones de materia seca en kg ha^{-1} . La masa neta de carbono en cada sitio se estimó con el contenido de carbono estimado para cada submuestra.

Resultados y discusión

Para el carbono almacenado en este compartimiento no se elaboraron modelos, ya que su única utilidad es para sumar o restar el contenido por unidad de superficie en la elaboración de diferentes escenarios de línea base que se construyan, para determinar el CO_2 incremental que se almacena como resultado del establecimiento de las plantaciones.

El contenido de carbono por unidad de superficie para los pastizales tuvo promedio de $2.03 \text{ Mg C ha}^{-1}$; en las áreas plantadas fue muy variable y presentó un promedio de 2.04 y $1.96 \text{ Mg C ha}^{-1}$, para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectivamente (Cuadro 2; Figura 6).

Cuadro 2. Carbono almacenado en la vegetación herbácea y arbustiva en el sotobosque de las plantaciones (Mg C ha^{-1})

Predio	Especie	C Mg ha^{-1}	Predio	Especie	C Mg ha^{-1}
2	<i>E. grandis</i>	1.87	4	<i>E. urophylla</i>	1.30
3	<i>E. grandis</i>	1.43	4	<i>E. urophylla</i>	1.19
4	<i>E. grandis</i>	1.43	5	<i>E. urophylla</i>	1.82
5	<i>E. grandis</i>	4.22	6	<i>E. urophylla</i>	2.83
6	<i>E. grandis</i>	2.18	7	<i>E. urophylla</i>	1.71
7	<i>E. grandis</i>	2.70	7	<i>E. urophylla</i>	2.37
8	<i>E. grandis</i>	2.41	8	<i>E. urophylla</i>	1.33
10	<i>E. grandis</i>	1.28	8	<i>E. urophylla</i>	0.91
11	<i>E. grandis</i>	0.87	9	<i>E. urophylla</i>	1.03
			10	<i>E. urophylla</i>	2.32
			12	<i>E. urophylla</i>	1.92
			12	<i>E. urophylla</i>	1.40
			13	<i>E. urophylla</i>	1.85
			13	<i>E. urophylla</i>	5.51
Promedio		2.04	Promedio		1.96

Promedio de las dos especies	2.00 Mg C ha^{-1}
------------------------------	----------------------------

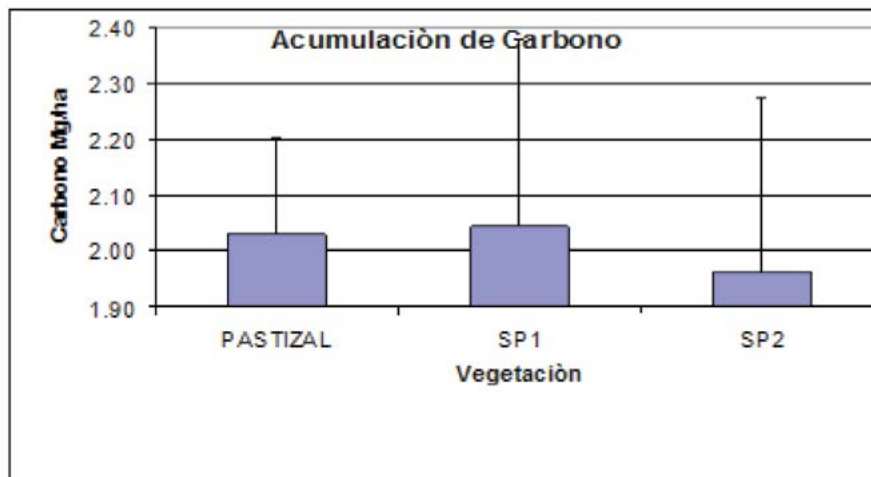


Figura 6. Carbono almacenado en los pastizales y en el interior de las plantaciones. Las barras indican la desviación estándar y SPI = *Eucalyptus urophylla* y SP2= *Eucalyptus grandis*.

Como puede observarse los valores rara vez superan las 2.5 Mg C ha⁻¹, y el promedio es alrededor de 2.0 Mg C ha⁻¹, para el sotobosque de ambas especies y en los pastizales. Se ha reportado que las variaciones en reservorios de carbono están ligadas a la estructura y composición florística de las comunidades vegetales (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2013), que en el caso de las plantaciones forestales es muy poco variable. Por lo tanto, al comparar únicamente el estrato herbáceo de los dos usos de suelo, no hay diferencia en carbono neto, y a la ganancia de carbono por los árboles, no debe hacerse ningún ajuste al considerar los dos escenarios, con y sin proyecto.

Aunque los datos no muestran diferencias significativas de carbono neto en el estrato herbáceo hay dos aspectos a resaltar en el ciclo general del carbono. El primero es que en los pastizales por estar expuestos directamente a la radiación solar la temperatura del suelo y la respiración son mayores comparado con las temperaturas esperadas debajo del dosel de las plantaciones. Campos (2006) encontró que los pastizales de la región de Cofre de Perote Veracruz respiran hasta 2.5 veces más carbono que el suelo de áreas arboladas. Lo anterior sugiere que a pesar de no detectar diferencias netas en masa de carbono entre los estratos herbáceos de pastizal y de plantaciones, estos últimos son compartimentos con masa neta de carbono similar pero menos emisores de CO₂.

El segundo punto a resaltar es que a diferencia del pastizal en el sotobosque de la plantación es más frecuente la presencia de arbustos los cuales por ser perenes retienen por periodos más prolongados el carbono. Con un manejo adecuado de plantaciones forestales maduras puedes mantener un sotobosque herbáceo diverso que promueva la fauna sin impactar considerablemente la productividad de los árboles.

Conclusiones

El contenido promedio de carbono en los pastizales y en el sotobosque de las dos especies es muy similar.

Bibliografía

Álvarez-Arteaga G., N. E. García-Calderón, V. Krasilnikov, F. García-Oliva. 2013. Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 47:171-180.

- Campos A. 2006. Response of soil surface CO₂-C flux to land use changes in a tropical cloud forest (Mexico). *Forest Ecology and Management* 234:305-312.
- Gómez-Tejero J. 2006. Índice de sitio y rendimiento maderable para una plantación comercial de *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden y *E. urophylla* S: T: Blake, en el norte del Estado de Oaxaca, México. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- INEGI. 1988. Síntesis Geográfica del Estado de Oaxaca, México. 102 pp.



1.3 Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México

Fierros-González Aurelio M.¹; Gómez-Guerrero Armando¹; De los Santos-Posadas Héctor¹ y Larios-Guzmán Eder²

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

²Comisión Nacional Forestal, Periférico Poniente No. 5360, Col. San Juan de Ocotán, C.P. 45019, Zapopan, Jalisco.

Resumen

El secuestro de carbono a través de plantaciones forestales de rápido crecimiento es una alternativa para mitigar el incremento de bióxido de carbono atmosférico. Para estimar ese secuestro a nivel de planta es necesario contar con ecuaciones que relacionen variables fáciles de medir en los árboles (diámetro, área basal y altura) con su biomasa y contenido de carbono. En plantaciones de estas especies localizadas en la frontera de los estados de Oaxaca y Veracruz, con edades entre 28 y 77 meses de edad, se seleccionaron 20 árboles representantes de cinco clases diamétricas (10 a 30 cm) para ser muestreados en forma destructiva. Después de derribarlos, se separaron tres componentes: fustes, ramas y follaje, los cuales fueron pesados en fresco en el campo. En el laboratorio se obtuvieron pesos secos constantes y se prepararon muestras para determinar el contenido de carbono por componente a través de un analizador de muestras sólidas. Posteriormente, a través de análisis de regresión, se obtuvieron ecuaciones para biomasa y carbono totales árbol, fustes, ramas y follaje en función de diámetros y alturas de los árboles, las cuales posteriormente pueden combinarse con datos de inventarios forestales para obtener datos por unidad de superficies plantadas.

Palabras clave: ecuaciones alométricas árbol-biomasa-carbono, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Abstract

An alternative to mitigate atmospheric carbon dioxide increment is carbon sequestration through fast growing species plantation. To estimate carbon sequestration at tree level it is necessary to have equations that relate tree variables easy to measure (diameter, basal area and height) with biomass and carbon content. In forest plantations of these species located in the Oaxaca and Veracruz states border, with ages between 28 and 77 months-old, 20 trees were selected to be destructively sampled. After tree harvest, three components were separated and measured: stem logs, branches and foliage; these components were green-weighted in the field. In the laboratory the constant dry weight was obtained on samples of stem, branches and foliage. A sub-sample of each component sample was prepared to determine carbon content using a solid samples analyzer. Subsequently, through regression analysis, equations to estimate total carbon content in trees, stems, branches and foliage as a function of tree diameter and heights were developed. These equations can be combined with forest inventory data to obtain values at land unit level.

Key words: tree-biomass-carbon allometric equations, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Introducción

El secuestro de carbono a través de plantaciones forestales de rápido crecimiento es una alternativa para mitigar el incremento de bióxido de carbono atmosférico (Fearnside, 1999; Brown, 2002). Para estimar ese secuestro a nivel de planta es necesario contar con ecuaciones que relacionen variables fáciles de medir en los árboles (diámetro, área basal y altura) con su biomasa y contenido de carbono (ecuaciones alométricas).

Para poder desarrollar este tipo de ecuaciones es necesario realizar mediciones específicas para los sitios y especies que se consideren, por lo cual, en este se realizó en plantaciones de Eucalipto (*Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*) ubicadas en el Norte de Oaxaca y Sur de Veracruz con el objetivo de desarrollar las ecuaciones necesarias para relacionar el volumen de los árboles, su biomasa y su contenido de carbono, con las variables arbóreas mencionadas arriba, y estar en condiciones de proponer nuevos proyectos de captura de carbono para intercambiarlos por los créditos existentes en el mercado internacional.

Materiales y métodos

Área de estudio

La región corresponde a los límites de los estados de Oaxaca y Veracruz, entre las coordenadas geográficas 17°07' y 17°54' latitud norte y 94°52', 95°54' longitud oeste (Toribio, 2006). La temperatura media anual es de 28 °C y la precipitación varía de 1500 a 2400 mm anuales. Predominan los climas calido húmedo (Am) y calido subhúmedo (Aw). Las unidades de suelos predominantes son Cambisoles, Alfisoles y Luvisoles, de textura franca a arcillosa (INEGI, 1988).

Las plantaciones de estudios suman 1717 ha, siendo 910 de *Eucalyptus grandis* y 807 de *Eucalyptus urophylla*. Se distribuyen en 13 predios con edades de 7 a 80 meses (Figura 1).

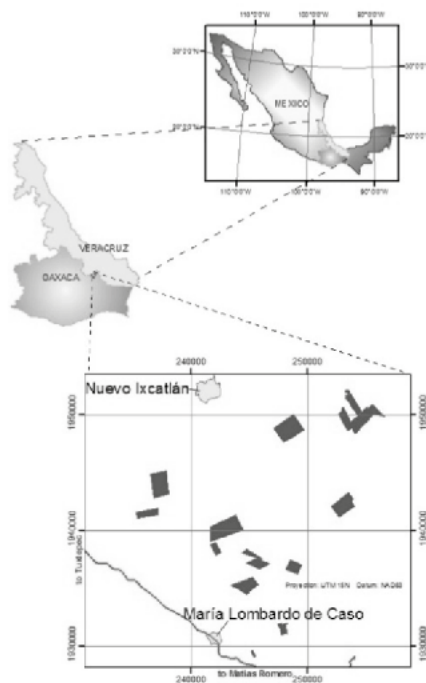


Figura 1. Ubicación del área y los predios incluidos en este estudio.

Selección de los árboles muestreados

En un estudio paralelo se derribaron, seccionaron y midieron 138 árboles, que se utilizaron para construir ecuaciones de volúmenes y de ahusamiento (Figura 2). A 20 de estos árboles, 10 para cada especie y dos para cada categoría diamétrica (10, 15, 20, 25 y 30 cm de diámetro normal) se les pesó la biomasa del tronco, ramas y hojas en fresco (Figura 3).



Figura 2. Derribo de árboles y medición de diámetros con y sin corteza a diferentes alturas para la elaboración de ecuaciones de volumen y ahusamiento, y relaciones volumen biomasa.



Figura 3. Pesaje de trozas, ramas y follaje para el establecimiento de relaciones volumen-biomasa.

De cada uno de esos 20 árboles se obtuvieron tres rodajas de cinco cm de espesor, una a la mitad de la primera troza arriba del tocón, la segunda a la mitad del fuste limpio y la tercera a la mitad de la copa, las cuales fueron medidas en forma precisa para determinarles su volumen en húmedo. También se tomaron submuestras de ramas y follaje en húmedo.

Procesamiento de muestras en laboratorio

Las rodajas y las submuestras fueron enviadas al laboratorio, en donde se les determinó la biomasa corregida a peso seco constante (Figura 4). Estos valores sirvieron para determinar la biomasa seca de cada componente (tronco, ramas y follaje) por diferencia de la proporción de la humedad perdida. A las rodajas también se les determinó la densidad básica.

Una submuestra de cada componente (rodajas, ramas y follaje) fue pulverizada en un molino de balines (diseñado por el segundo autor de este trabajo) para determinar el contenido de carbono por componente y total, a través de un analizador de carbono para muestras sólidas Shimadzu TOC 5000-A (Figura 5).



Figura 4. Secado de muestras para obtener peso constante.



Figura 5. Fotos de arriba: molino de balines para pulverizado de muestras vegetales y de suelo. Fotos de abajo: análisis de muestras sólidas para la determinación del contenido de carbono.

Análisis estadístico

A través del análisis de regresión, por su funcionalidad y ajuste, se seleccionaron modelos lineales alométricos con la variable combinada (d^2h ; diámetro al cuadrado por altura) como variable dependiente para predecir las proporciones de biomasa seca y carbono en cada componente (fuste, ramas y follaje) y se generó un sistema particionado para predecir la biomasa y el carbono aéreos para las dos especies.

Resultados y discusión

Densidad básica

La densidad básica de las submuestras de fuste (rodajas) de ambas especies no varió de acuerdo a la posición en la que tales rodajas fueron tomadas (Figura 6), mostrando valores promedio de 0.46 y de 0.45 g cm^{-3} para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectivamente. Estos valores son muy parecidos a los que se reportan en la literatura (Ignacio-Sánchez *et al.*, 2005).

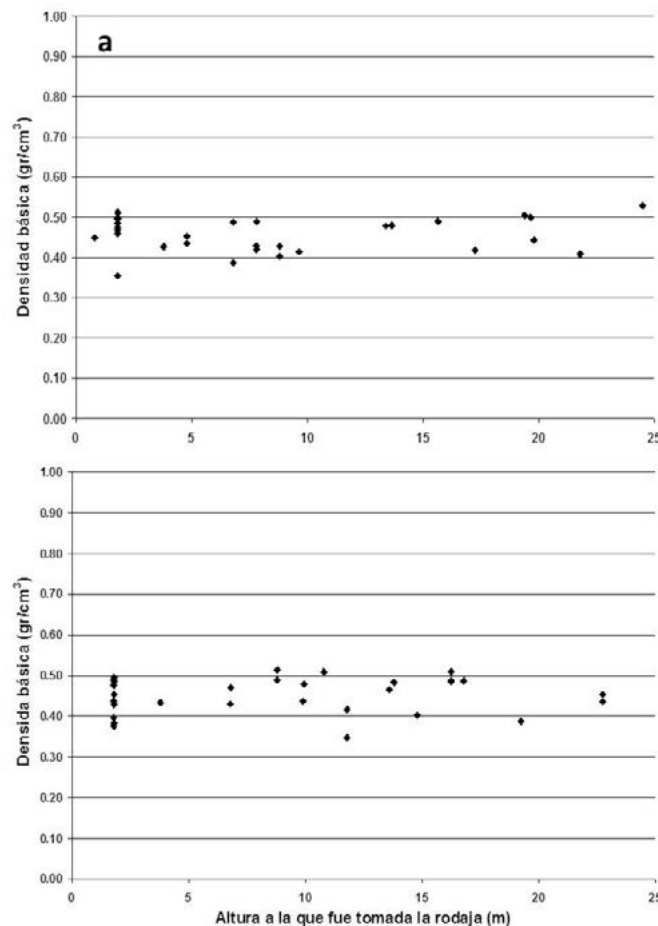


Figura 6. Relación entre densidades básicas de rodajas y las alturas a las que fueron tomadas, para individuos de: a) *Eucalyptus grandis* y b) *E. urophylla*.

Biomasa seca aérea

La biomasa seca aérea total y en ramas no mostró diferencias significativas entre especies, por ello se generó sólo un modelo (Cuadro 1 y Figuras 7 y 8). Para los otros componentes (fuste y follaje) las diferencias si fueron significativas.

La proporción de biomasa seca en el fuste fue del 88% y 85% de la total, para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectivamente. La proporción en ramas fue la misma en las dos especies (7%). El follaje en *E. grandis* ocupó un 5% y en *E. urophylla* un 8%.

Cuadro 1. Sistema de estimación y partición de biomasa aérea seca para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*. $B_{S_{T,f,h}}$: Biomasa seca aérea total, en fuste, en ramas y en follaje, respectivamente. d : Diámetro normal. h : Altura total. r^2 : Coeficiente de determinación

<i>Eucalyptus grandis</i>	<i>Eucalyptus urophylla</i>
$B_{S_T} = 6.397699 + 0.01493 (d^2 h)$; [$r^2=9689$]	
$B_{S_f} = 0.88 (B_{S_T})$; [$r^2=9940$]	$B_{S_f} = 0.85 (B_{S_T})$; [$r^2=9940$]
$B_{S_r} = 0.07 (B_{S_T})$; [$r^2=5895$]	
$B_{S_h} = 0.05 (B_{S_T})$; [$r^2=8501$]	$B_{S_h} = 0.08 (B_{S_T})$; [$r^2=8501$]

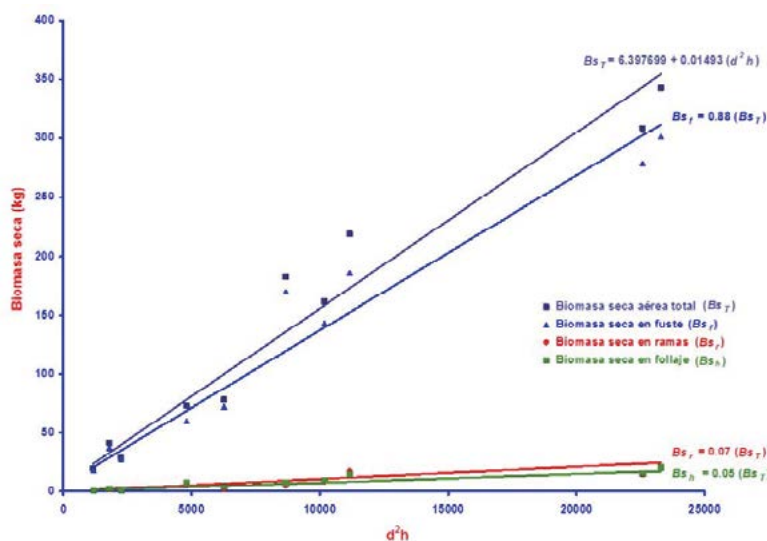


Figura 7. Partición de biomasa seca aérea para *Eucalyptus grandis*.

Contenido de carbono en los componentes arbóreos

La proporción de carbono en la biomasa seca aérea total no difirió significativamente entre especies (48%) (Cuadro 2). La concentración de carbono en fuste (48%) fue la misma para ambas especies. El 48% de biomasa seca en las ramas de *E. grandis* es carbono, y el 47% lo es en *E. urophylla*.

La mayor concentración de este elemento se encontró en el follaje: 51% para *E. grandis* y 50% para la otra especie. No obstante esta concentración de carbono relativamente alta en el follaje, su concentración en la biomasa seca aérea total no se vio afectada, debido a que el follaje ocupa sólo de un 5 a un 8%, de la misma, dependiendo de la especie.

Cuadro 2. Sistema de estimación de carbono aéreo para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*. $C_{T,f,r,h}$: carbono aéreo total, en fuste, en ramas y en follaje, respectivamente. $Bs_{T,f,h}$: Biomasa aérea seca total, en fuste, en ramas y en follaje, respectivamente. r^2 : Coeficiente de determinación

<i>Eucalyptus grandis</i>	<i>Eucalyptus urophylla</i>
$C_T = 0.48 (Bs_T)$; [$r^2=9983$]	
$C_f = 0.48 (Bs_f)$; [$r^2=9978$]	

$C_r = 0.48 (Bs_r)$; [$r^2=9998$]	$C_r = 0.47 (Bs_r)$; [$r^2=9998$]
$C_h = 0.51 (Bs_h)$; [$r^2=9987$]	$C_h = 0.50 (Bs_h)$; [$r^2=9987$]

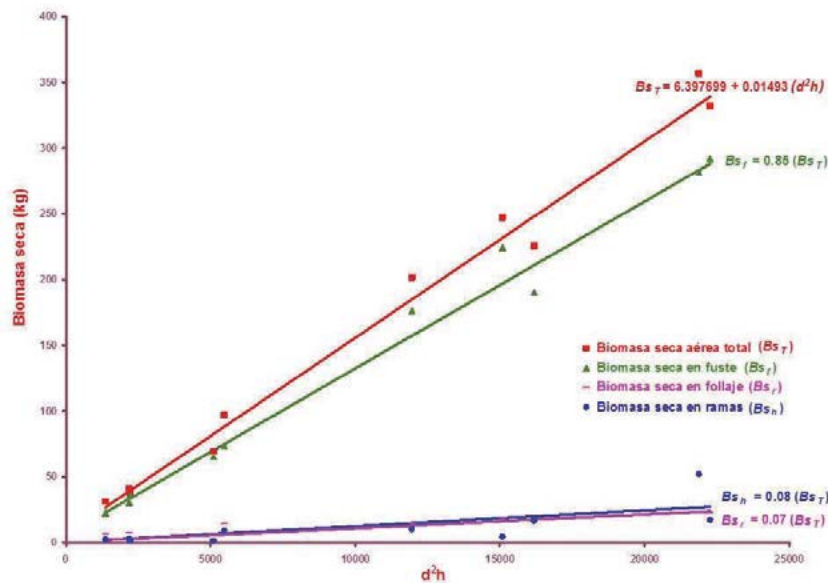


Figura 8. Sistema de partición de biomasa seca aérea para *Eucalyptus urophylla*.

Algunos investigadores estiman el carbono asumiendo el contenido de éste en la biomasa seca como una constante, 50% del peso. Otros autores han usado una concentración del 45% del peso (Losi *et al.*, 2003). Ambos valores son muy similares a los encontrados en este estudio.

También se generó una ecuación para estimar el carbono aéreo total (incluyendo tronco, ramas y follaje), en función de volumen de los árboles para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*.

$$C_T = V_P (0.218674) \quad (r^2=0.97) \quad (1)$$

donde C_T es el carbono total en toneladas, V_P es el volumen en pie en m^3 y r^2 es el coeficiente de determinación

Conclusiones

- La densidad básica no varía a lo largo del fuste en las especies estudiadas.
- El la biomasa seca total un porcentaje muy cercano al 45% del volumen de los árboles de estas especies.
- El carbono presente en todos los componentes de los árboles de estas especies es muy cercano al 50% de la biomasa seca y del 20% del volumen de los mismos.

Bibliografía

- Brown S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Forest Ecology and Management* 116:363-372.
- Fearnside P. M. 1999. Forests and global warming mitigation in Brazil: opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the "clean development mechanism". *Biomass and Bioenergy* 16:171-189.
- Ignacio-Sánchez E., J. J. Vargas-Hernández, J. López-Upton, A. Borja-De la Rosa. 2005. Parámetros genéticos del crecimiento y densidad de madera en edades juveniles de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake. *Agrociencia* 39:469-479.
- Losi C. J., T. G. Siccama, R. Condit, J. E. Morales. 2003. Analysis of alternative methods for estimating carbon stock in young tropical plantations. *Forest Ecology and Management* 184:355-368.
- INEGI. 1988. Síntesis Geográfica del Estado de Oaxaca, México. 102 pp.
- Toribio-Morales M. E. 2006. Almacenamiento de carbono en raíces de plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake en Oaxaca, México. Tesis de Ingeniero en Restauración Forestal. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Estado de México.



1.4 Almacenamiento de carbono en raíces de plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México

Fierros-González Aurelio M.¹; Gómez-Guerrero Armando¹; De los Santos-Posadas Héctor¹ y Toribio-Morales M.²

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

²Comisión Nacional Forestal, Periférico Poniente No. 5360, Col. San Juan de Ocotán, C.P. 45019, Zapopan, Jalisco.

Resumen

La captura de carbono a través de plantaciones forestales de rápido crecimiento es una alternativa para mitigar el incremento de bióxido de carbono atmosférico. Una parte importante se almacena en las raíces, el mantillo y el suelo de las plantaciones; sin embargo, el contenido de carbono en las raíces es más estable y menos variable que en los otros compartimentos. En plantaciones de estas especies en el borde de los estados de Oaxaca y Veracruz, se seleccionaron seis árboles representantes de tres clases diamétricas (< 12.6 cm, 12.6-22.5 cm y > 22.5 cm). Se realizó una excavación manual para remover el suelo y se extrajeron las raíces. La biomasa total se pesó en campo y se hizo la corrección por humedad con muestras analizadas en laboratorio. El contenido de carbono se determinó con un analizador para muestras sólidas. Se obtuvieron ecuaciones alométricas para relacionar la biomasa y el contenido de carbono en función del diámetro, la altura y la edad de los árboles. Análisis estadísticos indicaron que existen diferencias significativas del contenido de carbono entre las dos especies, con valores de 48.8 y 49.7% para *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectivamente. La relación biomasa de raíz/biomasa aérea fue de 0.28 y 0.19, en el mismo orden de las especies.

Palabras clave: carbono, biomasa de raíz, biomasa subterránea, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Abstract

Atmospheric carbon dioxide increase can be ameliorated by fixing carbon using fast-growing species plantations. An important carbon amount is stored in roots, forest litter and soil; however carbon content in roots is more stable and less variable than in other compartments. In fast-growing plantations of *Eucalyptus* located in Oaxaca and Veracruz (Mexico), six trees belonging to three diameter classes were selected (<7.0 cm; 7.1–15.0 cm; >15.1 cm) and destructively sampled to determine root carbon. Soil was removed with hand tools and roots were extracted. Total biomass was weighted in the field and corrected by water content with samples measured in laboratory. Carbon content was measured using a solid samples analyzer. Allometric equations to relate biomass and carbon content as a function of diameter, height and tree age were obtained. Statistical analyses showed significant differences in carbon content among both species, with values of 48.8 y 49.7% for *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, respectively. Root biomass/aerial biomass relationship was 0.28 and 0.19, respectively.

Key words: carbon, root biomass, below ground biomass, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus urophylla*.

Introducción

El proceso de secuestro de carbono en los sistemas vegetales, se refiere a la capacidad que poseen las plantas de tomar el dióxido de carbono atmosférico, combinarlo con agua y transformarlo en moléculas de carbono durante la fotosíntesis (Perry, 1994). Las plantaciones forestales y los bosques naturales desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono, porque almacenan los fotoasimilados de carbono en sus estructuras leñosas por periodos prolongados que varía en función de la composición florística, edad y densidad de población (Andrasko, 1990).

En este trabajo se midió la biomasa de raíz en plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *Eucalyptus urophylla* utilizando el método de excavación. La importancia del trabajo radica en la carencia de estudios relacionados con la captura de carbono subterráneo en México, debido a que la determinación del contenido de biomasa y de carbono en las raíces es un trabajo laborioso y costoso, que implica el derribo de los árboles, la extracción de las raíces y su análisis en el laboratorio.

Las especies en estudio fueron: *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*, que son las especies más plantadas en México en cuanto a superficie, debido a su adaptación en suelos pobres, por su rápido crecimiento y por su uso en la industria de la celulosa y papel y otros.

Los objetivos del presente trabajo fueron: conocer el contenido de carbono en raíces de árboles de plantaciones comerciales de eucalipto y establecer relaciones con algunas variables dasométricas aéreas de los mismos árboles y con su biomasa.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los trabajos de campo se desarrollaron en plantaciones forestales de eucalipto ubicadas cerca de la población de María Lombardo, Oaxaca. La región corresponde a los límites de los estados de Oaxaca y Veracruz, entre las coordenadas geográficas 17°07' y 17°54' latitud norte y 94°52' y 95°54' longitud oeste.

La temperatura media anual es de 28 °C y la precipitación varía de 1500 a 2400 mm anuales. Predominan los climas cálidos, húmedo (Am) y subhúmedo (Aw). Las unidades de suelos predominantes son Cambisoles, Alfisoles y Luvisoles, de textura franca a arcillosa (INEGI, 1988). Las plantaciones en estudio suman 1717 ha; 910 de *Eucalyptus grandis* y 807 de *E. urophylla*, con edades de 7 a 50 meses.

Muestreo de biomasa de raíces

Se seleccionaron seis árboles, tres de *E. grandis* y tres de *E. urophylla*, cuyas categorías diamétricas correspondieron a < 12.6 cm, 12.6–22.5 cm y > 22.5 cm). En estos árboles se midió el diámetro a la altura del pecho, edad, diámetro de tocón; en un estudio asociado a este trabajo se determinó la biomasa aérea por componentes incluyendo: hoja-ramillas, ramas y fuste (Cuadro 1). Se empleó el método de excavación para la extracción de raíces, en una superficie de 9 m² por árbol (Figura 1). La extracción se realizó sin importar la profundidad y las raíces se clasificaron en tres categorías diamétricas (< 7.0 cm; 7.0 a 15 cm; > 15.0 cm) y por especie (Figura 2) y se pesaron en campo (Figura 3).

Cuadro 1. Datos de los árboles muestreados. Especie 1: *Eucalyptus grandis*. Especie 2: *Eucalyptus urophylla*

Árboles	Especie	Edad (años)	Diámetro 0.30 m (cm)	Diámetro 1.30 m (cm)	Altura (m)	Biomasa kg	
						Raíz	Aérea
1	1	5.50	11.50	8.8	15.0	9.07	19.70
2	1	5.50	23.40	19.2	23.5	21.67	182.37
3	1	6.50	32.50	28.4	28.0	82.41	308.94
4	2	4.80	28.10	24.0	26.2	38.73	247.05
5	2	4.80	12.30	10.5	20.2	6.75	37.96
6	2	5.60	17.50	15.5	21.2	17.1	69.16



Figura 1. Extracción manual de raíces de árboles de Eucalipto.



Figura 2. Separación de raíces de acuerdo a su tamaño.



Figura 3. Pesado de raíces en campo.

Procesamiento de muestras en laboratorio

Las muestras obtenidas en campo, se llevaron al laboratorio en donde se secaron en estufa a una temperatura de 80 °C, hasta obtener peso constante. Posteriormente, se aserraron y se obtuvieron 5 g de aserrín por muestra, a las cuales se les determinó del contenido de carbono orgánico por el método de combustión seca, con un analizador automático de carbono total (Shimadzu TOC 5000-A).

Resultados y discusión

Biomasa de raíces por árbol y especie

La biomasa de raíces para *E. grandis* muestra una tendencia mayor en aproximadamente un 65% con respecto a la biomasa de *E. urophylla* (Cuadro 2), esto se atribuye en parte a la edad de los árboles, ya que los árboles de mayor edad generalmente tienen mayor diámetro normal y biomasa. Es posible que existan diferencias en la cantidad de biomasa de raíces entre especies, pero una prueba de *t*, indicó que no son significativas. Sin embargo, debido a que sólo se tienen tres repeticiones, el sustento estadístico es limitado.

Cuadro 2. Promedios de biomasa de raíces por árbol y especie (kg)

Especie	Media	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	37.7	39.2	22.7
<i>E. Urophylla</i>	20.9	16.3	9.4

Biomasa de raíces por categoría diamétrica

La biomasa promedio para la categoría 3, tiende a ser mayor en aproximadamente 50 y 75% respecto a la biomasa de las categorías 1 y 2, respectivamente (Cuadro 3). Esta diferencia es una tendencia esperada debido a que la mayor biomasa se concentra en raíces gruesas de mayor edad (Hertel *et al.*, 2003). Sin embargo, una prueba de Duncan indicó que no existen diferencias significativas, posiblemente por el reducido número de muestras.

Cuadro 3. Biomasa de raíces promedio por categoría diamétrica (kg). Categorías 1: (< 7.0 cm); 2: (7.0-15.0 cm); 3: (> 15.0 cm)

Categoría diamétrica	Media	Desv. Estand.	Error Estand.
1	9.2	6.8	3.9
2	4.6	2.9	1.7
3	18.6	19.6	11.3

Contenido de carbono en raíces por especie

El carbono contenido en *E. urophylla* en promedio, tiende a ser mayor en un 1-2%, en comparación con *E. grandis* (Cuadro 4). Para comprobar esta diferencia se ejecutó una prueba de *t* y el resultado indicó que existen diferencias significativas entre especies en cuanto al contenido de carbono. Esto sugiere que cuando ambas especies presentan el mismo crecimiento en una localidad determinada, sería más recomendable plantar *Eucalyptus urophylla* en plantaciones comerciales con fines de capturar más carbono.

Cuadro 4. Contenido de carbono promedio en raíces por especie en %

Especie	Media	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. urophylla</i>	49.65	0.53	0.31
<i>E. grandis</i>	48.81	0.34	0.20

Contenido de carbono por categoría diamétrica de raíz

La cantidad de carbono en las categorías 1 y 2 tiende a ser mayor en aproximadamente en un 14% con respecto a categoría 3 (Cuadro 5). Sin embargo la prueba de Duncan indicó que no existen diferencias significativas entre las tres categorías, con respecto al contenido de carbono. Algunos autores indican que la mayor parte de la fijación de carbono debajo del suelo está a cargo de las raíces que presentan principalmente tejido secundario (leñosas), mientras que la absorción de nutrientes y del agua están relacionadas con las raíces que presentan tejido primario (Fisher y Binkley, 2000).

Cuadro 5. Contenido de carbono promedio por categoría diamétrica de raíz en %. Categorías 1: (< 7.0 cm); 2: (7.0-15.0 cm); 3: (> 15.0 cm)

Categoría diamétrica (cm)	Media	Desv. Estand.	Error Estand.
1	49.5	0.5	0.3
2	49.4	0.6	0.4
3	48.8	0.4	0.3

Relación biomasa de raíces y biomasa aérea (follaje, fuste, ramas)

Los valores promedio de la relación biomasa raíz/biomasa aérea a nivel de árbol son muy variables, en general fueron mayores en *E. grandis* (Cuadros 6 al 10). Esta diferencia puede atribuirse a que los árboles de ésta última especie eran mayores que los de *E. urophylla*. Algunos valores de biomasa en bosques tropicales sugieren que la relación biomasa de raíces/biomasa aérea varía de 0.2 a 0.3 en arbolado joven, y los resultados de este trabajo se colocan muy cerca de dicho intervalo (Whittaker y Marks, 1975; Macdiken, 1997).

Cuadro 6. Promedio de la relación biomasa de raíz y biomasa aérea (R/BA), por especie

Especie	Media R/BA	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	0.28	0.2	0.10
<i>E. urophylla</i>	0.19	0.05	0.03

Cuadro 7. Promedio de relación biomasa de raíz y altura (R/A), por especie

Especie	Media R/A	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	1.49	1.3	0.75
<i>E. urophylla</i>	0.87	0.6	0.34

Cuadro 8. Relación biomasa de raíz y biomasa de fuste (R/F), por especie

Especie	Media (R/F)	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	0.3	0.20	0.11
<i>E. urophylla</i>	0.2	0.05	0.03

Cuadro 9. Relación biomasa de raíz y diámetro normal (R/D), por especie

Especie	Media R/D	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	1.7	1.1	0.62
<i>E. urophylla</i>	1.1	0.5	0.29

Cuadro 10. Relación biomasa de raíz y edad en años (R/E), por especie

Especie	Media R/E	Desv. Estand.	Error Estand.
<i>E. grandis</i>	6.09	5.8	3.42
<i>E. urophylla</i>	4.18	3.5	2.04

Correlación de biomasa subterránea y de la parte aérea

El modelo obtenido para estimar la correlación de la biomasa de raíz con las diferentes variables de la parte aérea de *E. grandis* y *E. urophylla* es de la forma general 1:

$$Y=a(X^b) \quad (1)$$

donde Y: Biomasa de raíz (kg de materia seca), X: Variables (biomasa aérea, altura total, biomasa de fuste, diámetro normal y edad.); y a y b: Parámetros de la regresión. También se ajustó un modelo polinomial de segundo grado.

Los modelos de regresión sólo se emplearon para ajustar los datos del estudio y no pretende ser un modelo de predicción generalizado, ya que al usarse fuera del intervalo de mediciones de campo, se sobreestima la biomasa en raíz. Por lo anterior, no se recomienda extrapolar datos en otros estudios ya que, para esto se requeriría una muestra mayor.

En general las correlaciones entre la biomasa de raíz y las diferentes variables de la parte aérea, fueron estadísticamente significativas, para las variables: biomasa aérea, biomasa de fuste biomasa de fuste y diámetro normal (Figuras 4, 6 y 7), ya que la biomasa es muy dependiente de las dimensiones del árbol. En cambio para la variable se encontró una correlación intermedia (Figura 5) y baja para la variable edad (Figura 8).

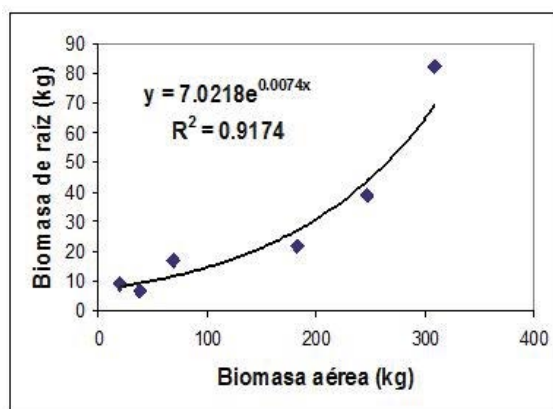


Figura 4. Correlación biomasa de raíz y biomasa aérea.

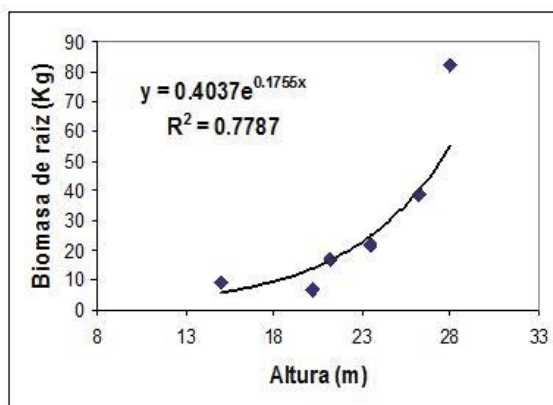


Figura 5. Correlación biomasa de raíz y altura.

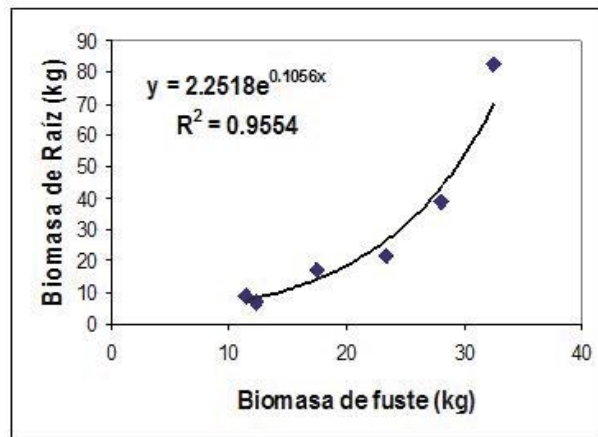


Figura 6. Correlación biomasa de raíz y biomasa fuste.

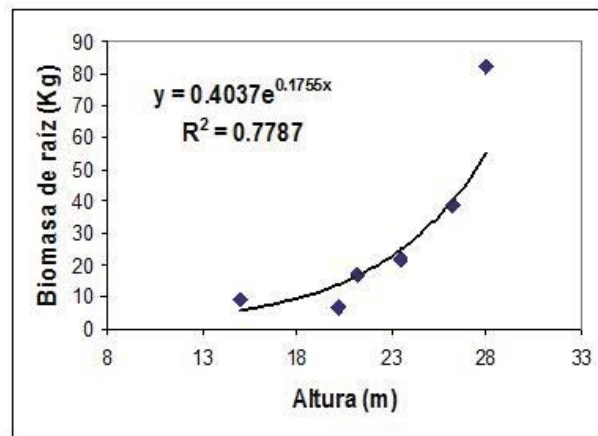


Figura 7. Correlación biomasa de raíz y diámetro normal.

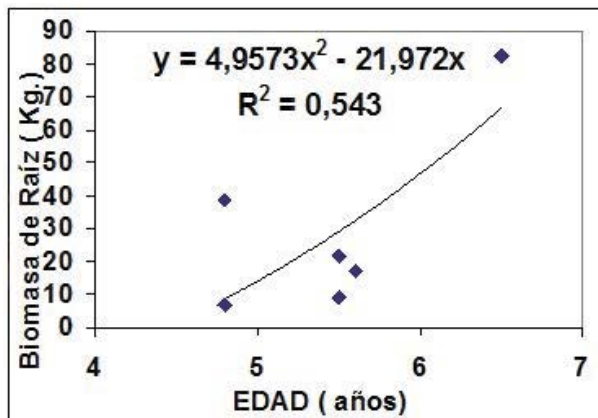


Figura 8. Correlación biomasa de raíz y edad.

Conclusiones

No existen diferencias estadísticamente significativas entre la biomasa de las raíces ni por especie, ni por categoría diamétrica de las raíces.

El contenido de carbono en las raíces fue estadísticamente mayor en *Eucalyptus urophylla* que en *Eucalyptus grandis* en un 2%.

La proporción de biomasa raíz/biomasa aérea encontrada (0.12 a 0.46) y la proporción promedio (0.28 y 0.19) para *E. grandis* y *E. urophylla*, respectivamente, están dentro de los intervalos que sugieren para estas especies algunos autores.

La proporción de biomasa de raíz/biomasa aérea tiende a ser mayor según aumenta la edad y tamaño de los árboles. Sin embargo, en la medida que la plantación madure esta relación bajará de 0.2 como ocurre en masas arboladas maduras (Whittaker y Marks, 1975).

Las correlaciones entre la biomasa de raíz y de la parte aérea, son fuertes, para las variables diámetro normal, diámetro de tocón, biomasa de fuste, biomasa aérea; intermedia para la variable altura; y baja para la variable edad.

Si se considerara el pago por éste servicio ambiental, podría cobrarse una cantidad importante, dependiendo del precio y la precisión del estudio de soporte.

Bibliografía

- Andrasko K. 1990. Global warming and forests: an overview of current knowledge. *Unasylva* 4:3-11.
- Hertel D., C. Leuschner, S. Hölscher. 2003. Size and structure of fine root systems in old-growth and secondary tropical montane forests. *Biotrópica* 35:143-153.
- Fisher R. F., D. Binkley. 2000. *Ecology and Management of Forest Soils*. Wiley, New York. 489 pp.
- INEGI. 1988. *Síntesis Geográfica del Estado de Oaxaca, México*. 102 pp.
- Macdiken K. 1997. *A guide to monitoring Carbon storage in forestry and agroforestry projects*. Winrock International Institute for Agricultural Development. Arlington, Virginia. 87 pp.
- Perry D. A. 1994. *Forest ecosystems*. John Hopkins University Press. Baltimore, U.S.A. pp 187-193.
- Whittaker R. H., P. L. Marks. 1975. Methods of assessing terrestrial productivity. *In*: H. Lieth y R. H. Whittaker (eds). *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag, New York. pp 55-118.



1.5 El manejo del suelo afecta la reactividad del hierro y su interacción con el carbono orgánico del suelo

Carrillo-González Rogelio¹; Loeppert-Richard H.² y González-Chávez María del C.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km. 36.5, Carr. México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

Autor para correspondencia: crogelio@colpos.mx

²Crop and Soil Science Dpto., Texas A&M University, College Station, Texas, USA.

Resumen

El manejo del suelo puede afectar algunas de sus propiedades como el contenido de carbono orgánico, la dinámica de algunos nutrientes y la formación o intemperismo de minerales. Sin embargo, se ha estudiado poco sobre el efecto de la labranza en la formación de minerales y su transformación. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del manejo del suelo por 26 años sobre los cambios en la ferrihidrita y su interacción con el carbono orgánico. En un suelo Thermic Fluventic Ustochrept, que se manejó durante 26 años con dos formas de labranza y dos sistemas de rotación de cultivos, se midió el contenido de Fe proveniente de ferrihidrita, antes y después de remover el carbono orgánico acumulado. En el suelo cultivado con labranza cero se observó mayor acumulación de materia orgánica. La cantidad de hierro fue similar con y sin labranza. El Fe extractable con DTPA-TEA-CaCl₂ fue siete veces mayor cuando se removió el carbono orgánico, probablemente por la formación de revestimientos de carbono sobre los óxidos de hierro que evitan su disolución. Los resultados indican que en el suelo sin labranza se observó mayor proporción de hierro reactivo: ferrihidrita (5Fe₂O₃·9H₂O), lo que implica menor cristalización.

Palabras clave: ferrihidrita, materia orgánica, labranza mínima.

Abstract

Soil management can affect some soil properties such as organic carbon content, nutrient dynamic and weathering and minerals formation. However, there is a lack of information about the effect of tills on minerals chemical transformations. The aim of this research was studying changes of soil management on ferrihydrite and organic carbon interaction after long term of tillage management. Iron content from ferrihydrite was measured in a Thermic Fluventic Ustochrept soil before and after organic matter removal. The soil was managed under two tillage and two crop rotation systems during 26 years. In soil under no tillage management the organic matter content was higher. Although iron content was similar in all the treatments, extractable iron with DTPA-TEA-CaCl₂ was seven fold higher after organic matter was removed by oxidation; likely organic carbon coated the minerals surface, protecting amorphous oxides from dissolution.

Key words: ferrihydrite, organic matter, no tills.

Introducción

El carbono orgánico en suelos agrícolas contribuye positivamente a la fertilidad, resiliencia, servicios ambientales, productividad y sostenibilidad. En los ecosistemas terrestres la cantidad de carbono contenido en el suelo es usualmente mayor que el carbono estructural de los organismos vivos,

por esto es importante entender la dinámica del carbono y su función en el balance del ciclo de carbono global (Post y Know, 2002).

Es conocido que cuando se cambia el uso de suelo de vegetación natural a cultivo es común la pérdida de carbono orgánico (West y Post, 2002), la cantidad de carbono perdido varía con el manejo y tipo de suelo. El incremento en la velocidad de mineralización de los residuos orgánicos por remoción del suelo durante la labranza es una de las causas, debido a que se reduce la protección física. Además, la baja cantidad de carbono depositado en el suelo en los cultivos contribuye a la pérdida del carbono en el suelo. El carbono orgánico de los suelos incluye residuos de plantas y animales en diferentes estados de descomposición, muchos de esos materiales está íntimamente asociados con las partículas minerales del suelo. Las fracciones de carbono en el suelo contienen diversos arreglos de compuestos orgánicos, que integran la estructura y propiedades funcionales distintas; las fracciones se pueden separar físicamente.

La fracción ligera de carbono orgánico no es acomplejada con los minerales del suelo, proviene de la descomposición de partículas de plantas y animales. Parte de este carbono es físicamente estabilizado en macroagregados o como partículas en el interior de agregados. En suelos cultivados la acumulación de esta fracción es alta sólo si hay significativo retorno de residuos de plantas al suelo (Boone, 1994). La presencia de este tipo de carbono en el suelo usualmente se asocia a la formación de macroagregados, y es fuertemente afectado por la labranza y rotación de cultivos.

Otra parte de la materia orgánica que es transformada por acción bacteriana y estabilizada sobre arcillas y limo formando complejos organominerales; la mayor proporción se asocia a partículas minerales menores de 5 μm , como las arcillas; sin embargo, es la fracción que ha mostrado altas velocidades de pérdida (Christensen, 1996). Se ha observado cambios entre ambas fracciones, mediada por actividad microbiana.

Cuando la vegetación natural es sustituida por cultivos, la rápida declinación de la materia orgánica es parcialmente debido a la pobre fracción de material no soluble en los residuos fácilmente degradables. Durante el cambio de uso de suelo la labranza, el mezclado y remoción del suelo rompe los agregados y expone a la superficie organomineral, que de otra forma permanece inaccesible a descomponedores, esto acelera la mineralización. Como consecuencia la pérdida del carbono orgánico del suelo se reduce hasta en 50% después de una década de cultivo (Post y Know, 2002).

El hierro es el elemento más abundante en la corteza terrestre con una concentración promedio de 56 000 mg kg^{-1} , sin embargo, su disponibilidad para las plantas es frecuentemente baja, debido a que se oxida y forma óxidos estables. Los cambios de estado de oxidación II/III tienen gran importancia en los procesos de disolución y precipitación, pues influyen las rutas y velocidades de formación de minerales y su cristalización. El hierro puede constituir varios minerales amorfos y cristalinos: ferrihidrita ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), goetita ($\alpha\text{FeO} \cdot \text{OH}$), lepidocrocita ($\gamma\text{FeO} \cdot \text{OH}$), hematita (Fe_2O_3), Magnetita (Fe_3O_4). La ferrihidrita es un óxido amorfo, altamente insoluble en el intervalo de pH de 2 a 7, se constituye de capas de oxígeno y hierro densamente empacados, este óxido puede transformarse en otros como la goetita y hematita a 24 °C. Actualmente se reconoce que la forma ferrosa es la que absorben las plantas, por lo que la oxidación del hierro en el suelo es el principal mecanismo limitante de su disponibilidad. Geiger y Loeppert (1986) encontraron correlación positiva entre el Fe amorfo y el extraído por las plantas por lo que sugirieron que esta es la forma química disponible para los organismos. Además, se ha sugerido que la labranza mínima favorece la formación y persistencia de óxidos de hierro amorfo, ya que se reduce la formación de óxidos cristalinos, lo que supone es favorable para la disponibilidad de las plantas.

Interacción órgano-mineral. Las arcillas, materia orgánica, óxidos de hierro y aluminio son las fracciones más reactivas del suelo, éstos minerales interactúan entre ellos o con otras fracciones del suelo, formando complejos, núcleos de precipitación o revestimientos (Jerez y Flury, 2006). Este tipo

de interacción puede afectar la función de los minerales como la superficie específica, carga de superficie, estabilidad coloidal y su capacidad de adsorción de otras especies químicas como el fósforo (Antelo *et al.*, 2007). La interacción materia orgánica y óxidos tienen efecto importante en la especiación, disponibilidad y transporte de nutrientes, incluido el hierro.

Se ha reconocido que la formación del complejo órgano-mineral es el principal mecanismo de protección de la materia orgánica contra la degradación microbiana, pero los mecanismos de asociación no son aún completamente entendidos (Eusterhues *et al.*, 2005). Se ha asumido que la materia orgánica se distribuye en parches sobre los minerales (Ramson *et al.*, 1998), también que se intercala entre las láminas de silicatos laminares expansibles (Kennedy *et al.*, 2002); por esto hay algunas áreas revestidas de carbono orgánico. Además se ha observado correlación positiva entre el carbono y el contenido de óxidos de hierro (Kiem y Kögel-Knabner, 2002), incluyendo los minerales de rango corto (Torn *et al.*, 1997).

Los cambios en las prácticas agrícolas con el propósito de incrementar el carbono orgánico del suelo deben aumentar las reservas de materia orgánica en el suelo, reducir su descomposición y oxidación. Las prácticas más usadas para mejorar el contenido de carbono en los suelos son: reducir la intensidad de la labranza; incorporar los residuos de cosechas como la soca o paja; disminuir los periodos de descanso o su sustitución por cultivos de invierno; cambio de monocultivo a rotaciones, alternando las entradas de residuos al suelo (Drinkwater *et al.*, 1998). Implementación de prácticas que ayuden a secuestrar carbono. El objetivo de este estudio fue evaluar la presencia de hierro amorfo dependiendo del manejo del suelo.

Materiales y métodos

Este trabajo se realizó en muestras de suelo recolectadas de 0 – 5 y de 5 – 20 cm en el campo experimental de la Universidad de Texas A&M (con las siguientes coordenadas: 30° 32' N y 94° 26' O). El suelo se ha sometido a dos sistemas de labranza: convencional y sin labranza; y dos tipos de cultivo: monocultivo continuo de trigo (*Trigum aestivum*) y rotación de sorgo-trigo-soya. Se eligieron cuatro tratamientos: labranza convencional y rotación (CR), sin labranza y rotación (NR), labranza convencional y monocultivo (CC), y sin labranza y monocultivo (NTC). La labranza convencional consistió en paso de arado de disco con dos pasos de rastra cruzados previo a la siembra; para no labranza sólo se cortó y picó el residuo de la cosecha anterior y se depositó en la superficie del suelo, la siembra se hizo inyectando la semilla a 4 cm de profundidad. En todos los tratamientos la fertilización fue de 90 - 68 kg ha⁻¹, para trigo y sorgo, pero sin fertilización en soya.

Los suelos se caracterizaron conforme a la metodología estandarizada (Rowell, 1994) y se cuantificó el contenido de hierro amorfo por extracción con oxalato ácido de amonio 0.1 M, después de remover carbonatos y materia orgánica del suelo con hipoclorito de sodio a 6%.

Se cuantificó el contenido de elementos menores por extracción con DTPA-TEA-CaCl₂ (Lindsay y Norvell, 1978), a distintos tiempos de equilibrio para evaluar la cinética de liberación.

Resultados y discusión

El contenido de carbonatos en los primeros 5 cm del suelo fue menor que en la capa de 5 a 20 cm, aparentemente debido al efecto residual ácido del fertilizante y al lavado de la superficie: el contenido de materia orgánica del suelo se ha incrementado por efecto de la no labranza. En contraste no se observaron diferencias entre las dos capas muestreadas en el suelo manejado con labranza convencional, aparentemente el laboreo periódico mezcla los primeros 20 cm, redistribuye el carbono y no permite la diferenciación en una zona de depósito de carbono orgánico. De acuerdo con Steward

et al., (2007) durante los primeros años del cambio a labranza cero se espera una acumulación de carbono en la superficie del suelo, pero en este tipo de experimentos no se ha observado una acumulación continua y constante de carbono.

El contenido total de fósforo varió dependiendo del manejo del suelo y de la rotación de cultivos, en contraste el contenido de fósforo extractable por el método Olsen fue similar en todos los tratamientos comparados, lo cual implica que la disponibilidad de fosfatos no ha sido afectada por el manejo del suelo.

Partiendo de la idea que la extracción con oxalato ácido de amonio en la obscuridad es una técnica que disuelve sólo los óxidos de hierro amorfo, se observó que la rotación de cultivos incrementa la cantidad de ferrihidrita durante el manejo por largo tiempo. También se observó que después de remover la materia orgánica del suelo usando hipoclorito de sodio la cantidad de ferrihidrita disuelta por el oxalato se incrementa entre 16% y 94%, dependiendo del manejo del suelo (Cuadro 1).

Aparentemente la materia orgánica acumulada bajo el sistema de no labranza protege a los óxidos amorfos de su transformación a óxidos cristalinos, sin embargo la variación en la calidad de la materia orgánica incorporada proveniente de los cultivos en rotación, determina la interacción con los carbonatos del suelo. Tampoco es claro si la materia orgánica recubre a los óxidos o si ocurren revestimientos alternos, pues Golden *et al.* (1997), observaron la formación de revestimientos de óxidos de hierros sobre distintas superficies como granos de arena, filosilicatos como la esmectita e incluso sobre las raíces de las plantas.

Cuadro 1. Algunos análisis de los suelos bajo distinto manejo

Variable	CR	NTR	CC	NTC
OM %	2.0 ± 0.36 ^a	3.3 ± 0.24 ^b	2.2 ± 0.41 ^a	3.0 ± 0.36 ^b
LOI %	2.5 ± 0.19	4.2 ± 0.28	2.6 ± 0.11	3.4 ± 0.76
Fe (NH ₄ -Ox) after removing CaCO ₃	749.4 ± 33.0	699.6 ± 61.6	409.9 ± 13.7	404.4 ± 12.5
Fe (NH ₄ -Ox) after removing OC	869.6 ± 39.0	796 ± 21.0	798 ± 15.0	788 ± 54.0

CR=labranza convencional y rotación; NTR= sin labranza y rotación; CC= labranza convencional y monocultivo y NTC= sin labranza y monocultivo.

La cinética de liberación de elementos menores también cambió dependiendo del manejo del suelo y la rotación de cultivos, lo que se asocia a la facilidad de disolución de los óxidos de hierro con la solución de DTPA. Aparentemente esto se relaciona con la materia orgánica depositada en el suelo (Santiago *et al.*, 2008) y con la capacidad de adsorción de elementos por la ferrihidrita. Hay que recordar que los cambios en el estado de oxidación del suelo durante los ciclos de humedecimiento y secado, causan la oxidación de ion ferroso a férrico y viceversa, en este proceso conocido como ferrólisis (Van Ranst y De Coninck, 2002), pueden intervenir algunos organismos. Los óxidos de hierro son termodinámicamente más estables, pero los óxidos pueden entrar al ciclo del hierro al actuar como aceptores de electrones durante el metabolismo microbia en medios con bajo contenido de oxígeno. La presencia de ligandos orgánicos (L) pueden participar en la resolubilización del hierro (Schwertmann, 1991) y posiblemente en su protección de la oxidación, según la reacción siguiente 1:



De acuerdo con la información experimental el manejo del suelo, como es la labranza y la rotación de cultivos, puede tener efectos importantes en la dinámica del carbono del suelo, lo que a su vez se



refleja en las interacciones con la fracción mineral como son los óxidos de hierro y su disponibilidad para las plantas. Sin embargo, se requieren algunos estudios adicionales para entender los mecanismos relacionados con la interacción entre minerales y componentes orgánicos del suelo.

Conclusiones

La agricultura sin labranza modificó el contenido de carbonatos y materia orgánica en los 5 cm superiores de suelo, en la labranza convencional la mezcla mecánica de capas interfiere en este efecto. El contenido de hierro amorfo se incrementa a largo plazo en los suelos sin labranza, aparentemente por la interacción con la materia orgánica incorporada. La inhibición de la cristalización de los óxidos de hierro amorfo, puede estar fuertemente relacionado con su extractabilidad con DTPA-CaCl₂-TAE.

Bibliografía

- Antelo J., F. Arce, M. Avena, S. Fiol, R. López, F. Macías. 2007. Adsorption of a soil humic acid at the surface of goethite and its competitive interaction with phosphate. *Geoderma* 138:12-19.
- Boone R. D. 1994. Light-fraction soil organic matter: origin and contribution to net nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1459-1468.
- Christensen B. T. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions eighth conceptual pools in simulation models of carbon turnover. Revision of modeled structure. En: Powlson D., S. Smith, J. U. Smith (eds). *Evaluation of soil organic matter models*. Springer-Verlag, Berlin. NATO ASI Series 1, 38:143-159.
- Drinkwater L. E., P. Wagoner, M. Sarrantonio. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Letters Nature* 396:262- 265.
- Eusterhues K., C. Rumpel, I. Kögel-Knabner. 2005. Organo-mineral associations in sandy acid forest soils: importance of specific surface area, iron oxides and micropores. *European Journal of Soil Science* 56: 753-763.
- Geiger S. C., Loepfert R. H. 1986. Correlation of DTPA extractable Fe with indigenous properties of selected calcareous soils. *Journal of Plant Nutrition* 9:229-240.
- Golden D. C., F. T. Turner, H. Sittertz-Bhatkar, J. B. Dixon. 1997. Seasonal precipitated iron oxides in a vertisol of Southeast Texas. *Soil Science Society of America Journal* 61:958-964.
- Jerez J., M. Flury. 2006. Humic acid, ferrihydrite and aluminosilicate-coated sands for column transport experiments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 273:90-96.
- Kennedy M., D. Pevear, R. Hill. 2002. Mineral surface control of organic carbon in black shale. *Science* 295: 657-660.
- Lindsay W. L., W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42:421-428.
- Post W. M., K. C. Know. 2002. Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology* 6:317-328.
- Ramson B., D. Kim, M. Kastner, S. Wainwright. 1998. Organic matter preservation on continental slopes: Importance of mineralogy and surface area. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62:1329-1345.
- Rowell D. L. 1994. *Soil Science. Methods & Applications*. Longman Scientific & Technical, England. 320 pp.
- Santiago A., J. M Quintero, A. Delgado. 2008. Long Term effect of tillage on the availability of iron, copper manganese and zinc in a Spanish Vertisol. *Soil Tillage Research* 98:200-207.
- Schwertmann U. 1991. Solubility and dissolution of iron oxides. *Plant and Soil* 130:1-25.
- Torn M., S. Trumbore, O. Chadwick, P. Vitousek, D. Hendricks. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389:170-173.
- Kiem R., I. Kögel-Knabner. 2002. Refractory organic carbon in particle size fractions of arable soils II: organic carbon in relation to mineral surface area and iron oxides in fractions < 6 µm. *Organic Geochemistry* 33:1699-1713.
- Van Ranst E., F. De Coninck. 2002. Evaluation of ferrollysis in soil formation. *European Journal of Soil Science* 53:513-519.
- West O. T., W. M. Post. 2002. Soil Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66:1930-1946.

1.6 Simulación del incremento en la deposición de nitrógeno atmosférico y sus efectos en la descomposición de bosques tropicales estacionalmente secos

Bejarano-Castillo Marylin¹; Hidalgo Claudia²; Etchevers-Barra Jorge²; Parra-Tabla Victor³ y Campo Julio¹

¹Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 70-275, México Distrito Federal, C. P. 04510, México. Autor para correspondencia: marylin.bejarano@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, C. P. 56230, México.

³Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, No. 116, México.

Resumen

La deposición atmosférica de nitrógeno (N) podría incrementar hasta un factor de cuatro en las regiones tropicales para el 2030. Nuestro objetivo fue evaluar si la respuesta de la descomposición al incremento en la disponibilidad de N es modulada por (1) la calidad del material, (2) el régimen de precipitación del sitio y (3) la tasa de adición de N o por (4) sus interacciones. Para esto, colectamos hojas de ecotipos de dos especies arbóreas y dominantes en tres bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) ubicados en un gradiente de precipitación en la Península de Yucatán. En cada bosque de estudio se descompuso cada uno de los ecotipos bajo tres tasas de adición de N (Control, N1:10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y N2: 32 kg N ha⁻¹ año⁻¹) durante un año. El material descompuesto en el bosque húmedo tuvo los cambios más significativos ante la adición de N; bajo los tratamientos de adición de N los ecotipos del bosque más seco se descompusieron más rápido, mientras que los ecotipos húmedos se descompusieron más lentamente que el tratamiento testigo. Nuestros resultados sugieren que el efecto del futuro incremento en la deposición de N en BTES podría ser modulado por la precipitación media anual (PMA) del sitio y luego por la calidad del material en descomposición en interacción con la tasa de deposición de N. De acuerdo con nuestros resultados se podría esperar un mayor cambio en la tasa de descomposición diaria de los BTES más húmedos.

Palabras clave: cambio global, ciclo de carbono, interacción carbono-nitrógeno.

Introducción

A nivel global la descomposición influye significativamente el ciclo de carbono (C) (Tuomi *et al.*, 2009) ya que es un proceso que participa en el balance de C entre los ecosistemas y la atmósfera (McGuire y Treseder, 2010). En los bosques tropicales, la descomposición es principalmente regulada por la precipitación media anual (PMA) y por la calidad de la hojarasca (Cleveland *et al.*, 2006). En general, cuando hay un incremento de ingreso de N, la calidad de la hojarasca gana importancia como modulador de la descomposición (Knorr *et al.*, 2005). Sin embargo, en los bosques tropicales, el incremento experimental de N ha determinado resultados poco consistentes entre los estudios realizados. Esta variabilidad puede deberse a que los experimentos han sido realizados con diferentes tipos de material, tasas de adición de N o, en bosques con diferentes tasas de dinámica de C y N (Carreiro *et al.*, 2000; Hobbie y Vitousek, 2000).

En los bosques tropicales el principal ingreso de N es por la fijación biológica (Hedin *et al.*, 2009) y en segundo lugar, por la deposición atmosférica de N reactivo (entendido como las formas químicas de N capaces de reaccionar con otros compuestos) (Galloway *et al.*, 2008). Sin embargo, diferentes modelos predicen que esta última vía de ingreso podrá incrementar hasta por un factor de cuatro en las

próximas décadas, como consecuencia de la emisión de N hacia la atmósfera originado por uso de fertilizantes nitrogenados, de combustibles fósiles y el cultivo de leguminosas y, por su posterior deposición sobre la superficie terrestre (Lamarque *et al.*, 2005; Dentener *et al.*, 2006;).

Actualmente, los BTES son uno de los ecosistemas más vulnerables y amenazados a escala global (Miles *et al.*, 2006). En México las predicciones de cambios en la temperatura y en los regímenes de precipitación como consecuencia del cambio climático, consideran que los BTES serán los más fuertemente afectados por una disminución en su área (Villers y Trejo, 1997). Específicamente, los BTES de la Península de Yucatán, son los principales reservorios de C en suelo de México (Balbontín *et al.*, 2009), por lo que es fundamental entender los cambios que podrían originar el incremento en la deposición atmosférica de N y el cambio climático en la descomposición.

Nuestro objetivo fue determinar si el proceso de descomposición en tres BTES de la Península de Yucatán es afectado por el incremento de la disponibilidad de N, por la calidad del material en descomposición, por la PMA o por, sus interacciones. Nuestra hipótesis principal es que el efecto de adición de N podría ser mayor bajo esta combinación de factores: (1) en el sitio con mayor PMA, en donde existe una mayor limitación de N (Solis y Campo, 2004), (2) para el material con menor calidad química (Sinsabaugh *et al.*, 2002) y a la mayor tasa de adición de N; que para otra posible combinación de factores.

Materiales y métodos

El experimento de descomposición se realizó en tres BTES maduros ubicados en un gradiente de precipitación en Yucatán. Los bosques más secos son Chixchulub (531 PMA) y X'matkuil (991 PMA) y están localizados sobre una planicie cárstica con elevaciones menores a 3 m s.n.m., mientras que el bosque húmedo es Hobonil (1035 PMA) y está localizado sobre colinas con elevaciones menores a los 600 m s.n.m. (Chiappy *et al.*, 2000). En la Península los suelos pueden ser litosoles negros superficiales, comunes en áreas en las que el material parental es superficial o, rendzinas rojas profundas en áreas de acumulación de suelo (Shang y Tiessen, 2003).

En junio del 2007 se establecieron 16 parcelas (12 x 12) en cada uno de los bosques. Durante dos años se monitoreó el número de individuos (DAP > 3 cm), el incremento de su área basal y altura y, la producción de hojarasca y mantillo en cada parcela. Estos datos permitieron agrupar a las parcelas por medio de un análisis de correspondencias principales y posteriormente, asignar al azar los tratamientos de adición de N entre los bloques de parcelas similares. En octubre del 2009 se colectó suficiente material foliar de *Gymnopodium floribundum* (Polygonaceae) y *Piscidia piscipula* (Fabaceae) en cada bosque, cada una de estas colectas fue homogenizada y considerada un ecotipo de acuerdo a las variaciones climáticas existentes entre los bosques. El material fue transportado al laboratorio, secado a 70 °C durante 24 h y almacenado hasta el momento del experimento. En junio del 2010 se colocó en cada parcela siete bolsas de descomposición de cada ecotipo (5 g de material, 15 x 15 cm, malla de nylon 1x1 mm) y a continuación, a cuatro parcelas de cada bosque se adicionaron uno de los siguientes tratamientos de adición de N: Control (deposición actual estimada = 8 kg N ha⁻¹ año⁻¹), +N1: 2.4 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (ingreso total= 10 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y +N2: 24 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (ingreso total = 32 kg N ha⁻¹ año⁻¹). Las tasas de adición en los tratamientos +N1 y +N2 corresponden a la tasas de deposición atmosférica futuras predichas para la Península de Yucatán y al máximo incremento esperado en BTES, respectivamente (Dentener *et al.*, 2006). El N fue adicionado en forma de Urea de lenta liberación (Multicote 8 40-00-00, Haifa Chemical).

Las bolsas fueron colectadas a los 15, 30, 60, 90, 120, 180 y 365 días de iniciado el experimento y fueron secadas a 70 °C durante 24 h. El material remanente fue limpiado de partículas de suelo y fue posteriormente pesado. Para cada combinación de factores realizamos un modelo de regresión lineal

con estructura de correlación temporal (AR 1) con el paquete *gls:nlme* (Pinheiro *et al.*, 2011) para estimar la pendiente de la regresión (k) o tasa de descomposición diaria (Olson, 1963). Para encontrar diferencias entre la PMA, los ecotipos y la tasa de adición de N utilizamos una prueba t-students para la comparación de las pendientes con el paquete *contrast:contrast* (Kuhn *et al.*, 2011). Nos abstuvimos de hacer comparaciones entre las especies porque en caso de encontrar diferencias éstas agruparían factores ambientales y evolutivos que no son considerados dentro de este estudio. Todos los análisis fueron realizados con el paquete R (R Development Core Team, 2008).

Resultados y discusión

Para las dos especies la tasa de descomposición diaria (valor k) cambió de acuerdo a la interacción entre ecotipos, la PMA de los bosques y la tasa de adición de N. Para las muestras testigo de ambas especies el efecto de la PMA del bosque en que se descompuso el material fue similar; el valor k no difirió entre los bosques para el ecotipo de 531 PMA pero fue mayor para los ecotipos de 993 y 1035 PMA descompuestos en el bosque húmedo (Cuadro 1). Este resultado es similar a los encontrados en una amplia escala geográfica en los que se ha reportado una relación positiva entre las tasas de descomposición y la PMA del sitio en el que se descompone el material (Parton *et al.*, 2007). Sin embargo, es sorpresiva la baja sensibilidad del valor k del ecotipo de 531 PMA al incremento en la PMA, sobre todo cuando ambos ecotipos tienen el mayor índice de área específica y el menor grosor en hojas vivas; ambos rasgos estructurales de la hoja han sido positivamente relacionados con la tasa de descomposición (Cornwell *et al.*, 2008). Contrariamente a lo esperado, estos ecotipos también presentaron los menores porcentajes de masa remanente. El cambio no significativo en el valor k y el menor porcentaje de masa remanente en los ecotipos de 531 PMA que fueron descompuestos en los bosques húmedos, sugieren que el material en descomposición tiene una calidad química que no puede ser eficientemente descompuesta por la comunidad de microorganismos de los bosques húmedos. Las evidencias que sostienen esta idea es que los dos bosques más húmedos tienen una menor relación C:N en biomasa microbiana (16-13) que el bosque más seco (23), sugiriendo que la composición de la comunidad microbiana entre el bosque seco y los bosques húmedo es diferente. En este sentido, nuestros resultados son consistentes con el efecto local de ventaja de sitio en la descomposición descrito anteriormente en otros ecosistemas forestales del mundo (Gholz *et al.*, 2000). En general, el efecto del ecotipo en el valor k en las muestras del tratamiento testigo no fue significativo, estos resultados son congruentes con concentraciones de N total y de relaciones C:N entre los ecotipos similares.

Cuadro 1. Tasas de descomposición diarias (k) de hojas de tres ecotipos de *Gymnopodium floribundum* y *Piscidia piscipula* descompuestos en bosques tropicales estacionalmente secos ubicados en un gradiente de precipitación en la Península de Yucatán

	Adición	Bosques de descomposición								
		531 PMA		993 PMA		1035 PMA				
		k	r^2	k	r^2	k	r^2			
<i>Gymnopodium floribundum</i>										
Ecotipo (531 PMA)	T	-0.45	a1A	0.63	-0.48	a1A	0.31	-0.68	c1A	0.49
	+N1	-0.58	a2A	0.49	-0.64	a2A	0.52	-1.15	b1A	0.77
	+N2	-0.66	a2A	0.59	-0.55	a2A	0.36	-1.60	a1A	0.83
Ecotipo (993 PMA)	T	-0.43	12A	0.61	-0.41	a2A	0.47	-0.63	b1A	0.78

Cuadro 1. Continuación

		-0.45	a2A	0.65	-0.48	a2AB	0.45	-0.91	a1B	0.84
	+N1									
	+N2	-0.45	a1B	0.68	-0.44	a1A	0.53	-0.36	c1B	0.38
Ecotipo (1035 PMA)	T	-0.51	a1A	0.8	-0.56	a1A	0.59	-0.60	a1A	0.68
	+N1	-0.47	a1A	0.67	-0.41	a1B	0.52	-0.51	ab1C	0.6
	+N2	-0.43	a1B	0.61	-0.51	a1A	0.50	-0.41	b1B	0.4
<i>Piscidia piscipula</i>										
Ecotipo (531 PMA)	T	-0.46	a1A	0.61	-0.44	a1A	0.61	-0.50	a1B	0.48
	+N1	-0.51	a1A	0.63	-0.43	a1A	0.52	-0.58	a1B	0.57
	+N2	-0.45	a2A	0.56	-0.48	a12A	0.58	-0.63	a1A	0.61
Ecotipo (993 PMA)	T	-0.42	a2A	0.51	-0.49	a2A	0.55	-0.75	a1A	0.57
	+N1	-0.41	a3A	0.55	-0.54	a2A	0.66	-0.75	a1B	0.69
	+N2	-0.45	a1A	0.59	-0.46	a2A	0.51	-0.64	a1B	0.65
Ecotipo (1035 PMA)	T	-0.4	a2A	0.54	-0.51	a2A	0.61	-0.79	a1A	0.76
	+N1	-0.41	a2A	0.58	-0.44	a2A	0.58	-0.79	a1A	0.83
	+N2	-0.41	a1A	0.57	-0.42	a1A	0.56	-0.17	b2B	0.14

Adición: T: testigo, +N1: 10 kg N ha⁻¹ año⁻¹, +N2: 32 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Diferentes letras minúsculas indican diferencias en la tasa de descomposición diaria (k) entre los tratamientos de adición de N para el mismo ecotipo descompuesto en el mismo bosque (Efecto del tratamiento). Diferentes números indican diferencias en el valor k entre los bosques de descomposición para el mismo ecotipo y tratamiento de adición de N (Efecto de la PMA). Diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre los ecotipos descompuestos en el mismo bosque y bajo el mismo tratamiento de adición de N (Efecto del ecotipo). Las diferencias reportadas son significativas al nivel de < 0.05. Para todas las regresiones los r² ajustados fueron significativos (P<0.001).

El incremento en la disponibilidad de N tendió a afectar la tasa de descomposición en la misma dirección en ambas especies, pero afectó a *G. floribundum* más fuertemente que a la de *P. Piscipula* (Cuadro 1). Sin embargo, la dirección de los cambios fue diferente entre los tratamientos de adición de N. Cuando los ecotipos de *G. floribundum* fueron descompuestos en los bosques secos, el valor k no cambió significativamente entre los tratamientos de adición de N; mientras cuando fueron descompuestos en el bosque húmedo el tratamiento +N2 incrementó y disminuyó el valor k para los ecotipos de 531 y 1035 PMA en comparación con las muestras testigo, respectivamente (Cuadro 1). Para *P. piscipula*, los tratamientos de adición de N no afectaron el valor k de todos los ecotipos descompuestos en todos los sitios, la única excepción ocurrió con el ecotipo de 1035 de PMA que fue descompuesto en el bosque húmedo, donde el tratamiento +N2 también disminuyó la tasa de descomposición (Cuadro 1).

Nuestros resultados sugieren que el efecto del incremento de la deposición de N en BTES en el ciclo del C podría ser mayor en los bosques más húmedos, ya que estos bosques tienen una mayor tasa de transformación de N y paralelamente una menor concentración de N total y mineral en el suelo. Sin embargo, el efecto de diferentes tasas de ingreso de N parece depender de la calidad del material en descomposición debido a que los tres ecotipos de ambas especies no presentaron tasas de descomposición diferentes en el tratamiento testigo. En este sentido, en nuestro estudio la relación C:N del material en descomposición y los rasgos estructurales no permiten explicar el efecto de la adición

de N en la tasa de descomposición; este resultado es consistente con lo reportado anteriormente para otros bosques tropicales (Hättenschwiler *et al.*, 2008). De esta manera, las diferencias desencadenadas por la adición de N deben afectar al proceso de descomposición por medio de otros mecanismos químicos. Aunque en este estudio no discriminamos a detalle los compuestos de C del material descompuesto, es posible que los compuestos lábiles y recalcitrantes de C brinden una explicación a los resultados reportados. Esta idea se soporta en el hecho de que las comunidades de microorganismos son las que se afectan directamente por la mayor disponibilidad de N y en que los compuestos fácilmente accesibles para éstos son los que parecen modular las respuestas observadas en otros bosques tropicales (Cusack *et al.*, 2011; Koehler *et al.*, 2009).

Conclusiones

Nuestros resultados sugieren que el efecto del futuro incremento en la deposición de N en BTES podría ser principalmente modulado por la PMA del sitio y luego por la calidad del material en descomposición en interacción con la tasa de deposición de N. De acuerdo con nuestros resultados, ante los escenarios de cambio climático y de incremento de deposición de N, se esperaría un mayor cambio en la tasa de descomposición diaria de los BTES más húmedos.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al financiamiento parcial del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. M. Bejarano, agradece la beca y el financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y de la Universidad Nacional Autónoma de México. Agradecemos la asistencia en campo de A. Aranguren, G. Pacheco, R. Maldana y N. Salinas.

Bibliografía

- Balbontín C., C. O. Cruz, F. Paz, J. D. Etchévers. 2009. Soil carbon sequestration in different Ecoregions of Mexico. *In*: Rattan L. y Follett F.s (Eds.). Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. pp. 71-96.
- Carreiro M. M., R. L. Sinsabaugh, D. A. Repert, D. F. Parkhurst. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology* 81:2359-2365.
- Chiappy C., L. Gama, L. Giddings, V. Rico-Gray, A. Velázquez. 2000. Caracterización de los paisajes terrestres actuales de la Península de Yucatán. *Investigaciones Geográficas (Mx)* 42:28-39.
- 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.
- Cornwell W. K., J. H. C. Cornelissen, K. Amatangelo, E. Dorrepaal, V. T. Eviner, O. Godoy, S. E. Hobbie, B. Hoorens, H. Kurokawa, N. Perez-Harguindeguy, H. M. Quested, L. S. Santiago, D. A. Wardle, I. J. Wright, R. Aerts, S. D. Allison, P. van Bodegom, V. Brovkin, A. Chatain, T. V. Callaghan, S. Diaz, E. Garnier, D. E. Gurvich, E. Kazakou, J. A. Klein, J. Read, P. B. Reich, N. A. Soudzilovskaia, M. V. Vaieretti, M. Westoby. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11:1065-1071.
- Cusack D. F., W. L. Silver, M. S. Torn, S. D. Burton, M. K. Firestone. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology* 92:621-632.
- Dentener F., J. Drevet, J. Drevet, J. F. Lamarque, I. Bey, B. Eickhout, A. M. Fiore, D. Hauglustaine, L. W. Horowitz, M. Krol, U. C. Kulshrestha, M. Lawrence, C. Galy-Lacaux, S. Rast, D. Shindell, D. Stevenson, T. Van Noije, C. Atherton, N. Bell, D. Bergman, T. Butler, J. Cofala, B. Collins, R. Doherty, K. Ellingsen, J. Galloway, M. Gauss, V. Montanaro, J. F. Müller, G. Pitari, J. Rodriguez, M. Sanderson, F. Solmon, S. Strahan, M. Schultz, K. Sudo, S. Szopa, O. Wild. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20: GB4003 1-21.
- Galloway J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. R. Freney, L. A. Martinelli, S. P. Seitzinger, M. A. Sutton. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320:889-892.



- Gholz H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman, M. E. Harmon, W. J. Parton. 2000. Long term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: Toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6:751-765.
- Hättenschwiler S., B. Aeschlimann, M. M. Coûteaux, J. Roy, D. Bonal. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. *New Phytologist* 179:165-175.
- Hedin L. O., E. N. J. Brookshire, D. N. L. Menge, A. R. Barron. 2009. The nitrogen paradox in tropical forest ecosystems. *Annual review of ecology, Evolution, and systematics* 40:613-635.
- Hobbie S. E., P. M. Vitousek. 2000. Nutrient regulation of decomposition in Hawaiian montane forests: Do the same nutrients limit production and decomposition. *Ecology* 81:1867-1877.
- Knorr M., S. D. Frey, P. S. Curtis. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology* 86:3252-3257.
- Koehler B., M. D. Corre, E. Veldkamp, J. P. Sueta. 2009. Chronic nitrogen addition causes a reduction in soil carbon dioxide efflux during the high stem-growth period in a tropical montane forest but no response from a tropical lowland forest on a decadal time scale. *Biogeosciences* 6:2973-2983.
- Kuhn M., S. Weston, J. Wing, J. Forester. 2011. Contrast: a collection of contrast methods. R package version 0.14. Consultado en <http://CRAN.R-project.org/package=contrast>.
- Lamarque J., J. Kiehl, G. P. Brasseur, T. Butler, P. Cameron-Smith, W. D. Collins, W. J. Collins, C. Granier, D. Hauglustaine, P. G. Hess, E. A. Holland, L. Horowitz, M. G. Lawrence, D. McKenna, P. Merilees, M. J. Prather, P. J. Rasch, D. Rotman, D. Shindell, P. Thornton. 2005. Assessing future nitrogen deposition and carbon cycle feedback using a multimodel approach: Analysis of nitrogen deposition. *Journal of Geophysical Research*. D19303 1-21.
- McGuire K. L., K. K. Treseder. 2010. Microbial communities and their relevance for ecosystem models: Decomposition as a case study. *Soil Biology and Biochemistry* 42:529-535.
- Miles L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505.
- Olson J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecology systems. *Ecology* 44:331-332.
- Parton W. J., W. L. Silver, I. Burke, L. Grassens, M. E. Harmon, W. S. Currie, J. King, E. C. Adair, L. Brandt, S. Hart, B. Fasth. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315: 361-364.
- Pinheiro J., D. M. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, R Development Core Team. 2011. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-102.
- Shang C., H. Tiessen. 2003. Soil organic c sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry* 62:177-196.
- Sinsabaugh R. L., M. M. Carreiro, D. A. Repert. 2002. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, n deposition, and mass loss. *Biogeochemistry* 60:1-24.
- Solis E., J. Campo. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest ecology and management* 195:409-418.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. Version 2.11.1 (2010-05-31)
- Tuomi M., T. Thum, H. Järvinen, S. Fronzek, B. Berg, M. E. Harmon, J. A. Trofymow, S. Sevanto, J. Liski. 2009. Leaf litter decomposition--estimates of global variability based on yasso07 model. *Ecological Modeling* 220: 3362-3371.
- Villers-Ruiz L., I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* 9:87-93.

1.7 Variación espacial de la biomasa viva en las selvas de la Península de Yucatán, México

Bernardus H. J. de Jong¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2A, Parque Industrial Lerma Campeche, Campeche C. P. 24500. Autor para correspondencia: bjong@ecosur.mx

Resumen

Las selvas de la Península de Yucatán son de las más extensas de México, cubriendo aproximadamente 10 M ha (78% de la superficie de los tres estados; 30% de todas las selvas de México). De acuerdo con el mapa de INEGI de 2007, aproximadamente 77% de estas selvas están consideradas como vegetación secundaria, variando entre 66% de las selvas en Quintana Roo, 73% de las selvas de Campeche y 95% de las selvas en Yucatán. Para analizar la distribución de biomasa viva presentes en las selvas de la Península se utilizaron los datos disponibles del Inventario Nacional Forestal y de Suelo 2004-2007 y una base de ecuaciones alométricas nacionales. En total se tiene información de 3284 conglomerados establecidos entre 2004 y 2007, que incluyen datos de perturbaciones observadas en cada parcela. Para visualizar la distribución de biomasa presentes en las parcelas sobre la superficie de la península se utilizaron procedimientos de interpolación y una máscara de presencia de selvas, de acuerdo con INEGI-2007. En términos generales se observa un gradiente de biomasa en relación del gradiente de precipitación, con bajas significativas de biomasa en las regiones con más reportes de disturbios humanos (particularmente fuego, cambio de uso de suelo y pastoreo) y naturales (viento).

Palabras clave: selvas medianas y altas, perturbaciones humanas, perturbaciones naturales, sistema de información geográfica.

Introducción

El cambio climático por el que está atravesando actualmente el planeta es un fenómeno que se origina por el incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera. Para disminuir el fenómeno del cambio climático se están planteando diversas estrategias de mitigación en el sector forestal, las cuales tienen como meta reducir las emisiones de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera a través de reducir la tasa de deforestación o degradación de bosques así como incrementar el secuestro del CO₂ atmosférico con proyectos de reforestación, restauración, o manejo forestal. Existe en México un interés para entrar en mecanismos de financiamiento internacional en torno a las reducciones de emisiones por deforestación o degradación de bosques (REDD+ por sus siglas en inglés), por lo que es importante iniciar estudios que sirvan de base para estimar los impactos de posibles acciones en las reducciones de emisiones o captura de carbono. Para ello, se requiere establecer escenarios de referencia que estiman la dinámica de carbono en los ecosistemas forestales sin implementar REDD+. Uno de los primeros pasos para generar los escenarios de referencia es estimar las densidades de carbono en los tipos de ecosistemas vegetales y su variación espacial. Los reservorios de carbono que se requiere inventariar incluyen biomasa viva (arriba y debajo de suelo), biomasa muerta sobre el suelo y en pie, hojarasca, y carbono orgánico del suelo. En este estudio se presenta la distribución espacial de la biomasa presente en los árboles vivos en las selvas de la Península Yucatán, con base en la información disponible del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009 (CONAFOR, 2007) y el mapa de Uso de Suelo y Vegetación, Serie 4 (INEGI, 2012).

Datos disponibles

Las selvas de la Península de Yucatán son de las más extensas de México, cubriendo aproximadamente 10 M ha (78% de la superficie de los tres estados y 30% de todas las selvas de México). De acuerdo al mapa de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI, Serie 4, 85% de estas selvas se consideran como Selva Mediana, 13.8% como Selva Baja y 1.2% como Selva Alta. Aproximadamente 77% de estas selvas se considera en estado secundario (Cuadro 1, Figura 1).

Cuadro 1. Superficies de selvas intactas y secundarias en los estados de la Península Yucatán en 2007 (INEGI, Serie 4)

Estado	Selva intacta	Selva secundaria
Campeche	1 114 652	3 083 058 (73%)
Quintana Roo	1 236 810	2 427 525 (66%)
Yucatán	137 146	2 679 484 (95%)
Total	2 488 609	8 190 067 (77%)

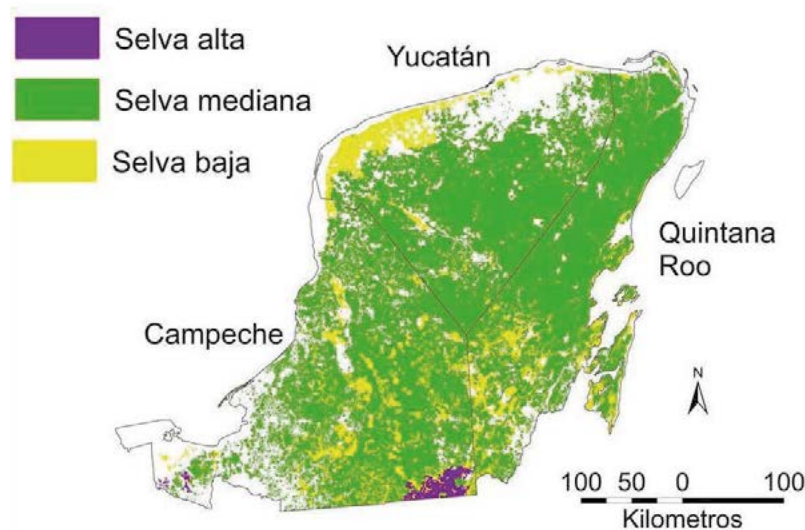


Figura 1. Distribución de las selvas altas, medianas y bajas en la Península de Yucatán (INEGI, Serie 4).

Desde 2004, México ha iniciado un inventario nacional forestal, estableciendo una serie de parcelas permanentes de monitoreo, distribuido sistemáticamente sobre todos los tipos de bosques, selvas y vegetación con especies leñosas, en total aproximadamente 25 000 conglomerados, de las cuales 3456 pertenecen a las selvas de la Península de Yucatán (Figura 2).

De los 3456 conglomerados establecidos en la Península, 3154 tienen datos de árboles con diámetros mayores a 7.5 cm. Se tienen disponibles todos los datos de campo de los individuos encontrados en las parcelas de muestreo.

Análisis de información

Los datos dasométricos de cada individuo medido en los 3154 conglomerados se convirtieron a biomasa viva arriba del suelo, expresada en mega gramos de materia seca por hectárea, de acuerdo a la

superficie muestreada (1600 m², 1200 m², 800 m² o 400 m²; Mg MS·ha⁻¹), aplicando ecuaciones alométricas nacionales y ajustándolas a la densidad de madera reportada (Cairns *et al.*, 2003; Urquiza-Haas *et al.*, 2007). Se calculó el promedio de biomasa y 95% de intervalo de confianza para las selvas altas, medianas y bajas presentes en los estados de Campeche, Quintana Roo y Yucatán. Posteriormente se analizaron las distribuciones de biomasa presentes en las parcelas, separadas por los tres tipos de selvas y tres estados. Ordenando las parcelas en términos de biomasa de mínimo a máximo, se tiene un indicador del porcentaje de parcelas con cierto grado de pérdida de biomasa hasta ciertos límites. Se calcularon los límites superiores de 10%, 25%, 50%, 75% y 90% de las parcelas del gradiente ascendente de biomasa. Si consideramos el límite de 90% como límite de degradación (es decir los 10% restantes se establecieron en parcelas no perturbadas o con poca perturbación) se pueden establecer gradientes de degradación al cual un cierto porcentaje de la vegetación ha sido sometido y la cantidad de biomasa perdida. Por último se aplicó al valor de biomasa en cada punto muestreado un análisis de interpolación con distancia ponderado para visualizar la distribución de biomasa en forma espacial en las selvas de la Península.

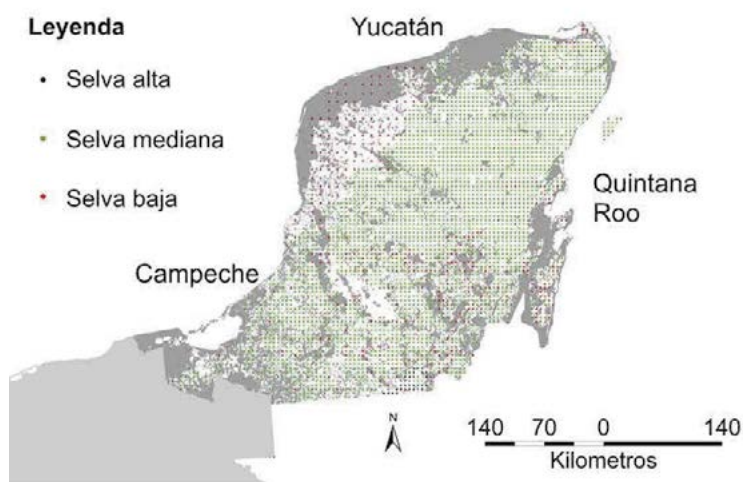


Figura 2. Distribución de los 3456 conglomerados del Inventario Nacional Forestal y de Suelo 2004-2009, pertenecientes a selvas altas, medianas y bajas de la península de Yucatán (CONAFOR, 2007).

Resultados y discusión

El promedio de biomasa es más alta en selvas altas, con pocas diferencias entre las selvas altas de Campeche y Quintana Roo. Las selvas medianas y bajas de Campeche y Quintana Roo tienen niveles de biomasa más alta que las mismas selvas en Yucatán (Figura 3).

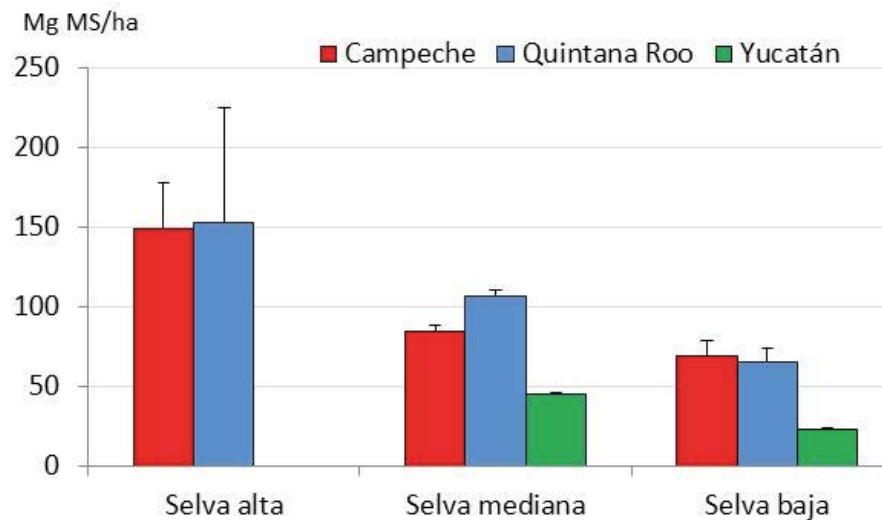


Figura 3. Promedio y 95% intervalo de confianza de la biomasa (en Mg MS/ha) de los árboles vivos en selva alta, mediana y baja de los estados Campeche, Quintana Roo y Yucatán.

Tomando como base la Figura 4, 50% de las parcelas en selva alta disminuyeron en 45% en biomasa comparados con las selvas altas intactas, 50% de las parcelas en selva mediana bajaron 60% y en selvas bajas hasta un 67% de la biomasa menos. Si tomamos como referencia a Urquiza-Haas *et al.* (2007), quienes estiman la biomasa total arriba del suelo en selvas medianas intactas en $191.9 (\pm 9.5)$ Mg MS·ha⁻¹, 90% de las parcelas en selvas medianas tenían valores inferiores al 182 Mg MS·ha⁻¹ ($191.9 - 9.5 = 182.4$). Solo las selvas altas de Campeche muestran bajos niveles de disminución de biomasa, más de 75% de las parcelas tenían niveles de biomasa mayores a 100 Mg MS·ha⁻¹ y solo 10% tenían menos de 25 Mg MS·ha⁻¹ (Figura 4). Esto significa que particularmente para las selvas medianas y bajas, las estrategias de REDD+ tienen un gran potencial en cuanto al desarrollo de actividades que promueven el aumento en la biomasa arbórea con prácticas silviculturales, tales como enriquecimiento de acahuales con especies valiosas de rápido crecimiento, aclareos de liberación de individuos promisorios, control de incendios, entre otros.

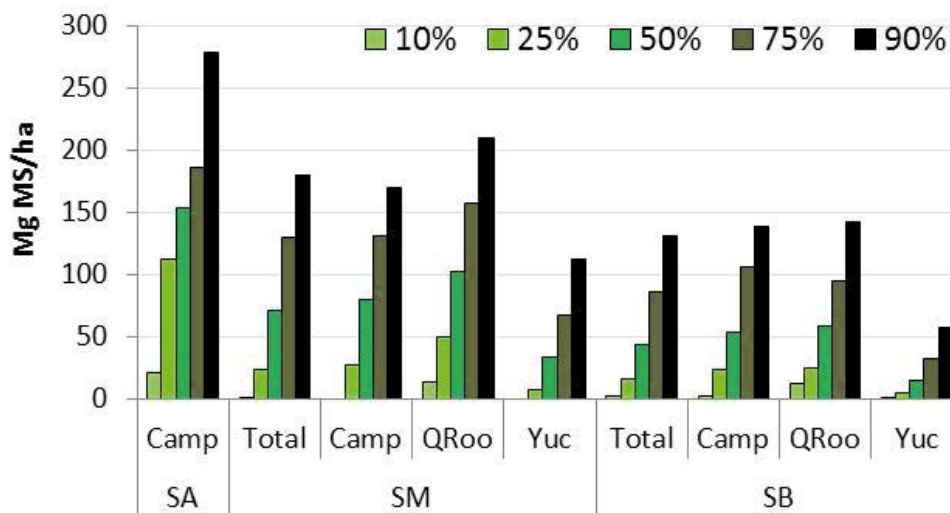


Figura 4. Límites de la biomasa presentes en 10%, 25%, 50%, 75% y 90% de las parcelas, en selvas altas (SA), selvas medianas (SM) y selvas bajas (SB) totales y separadas por los estados.

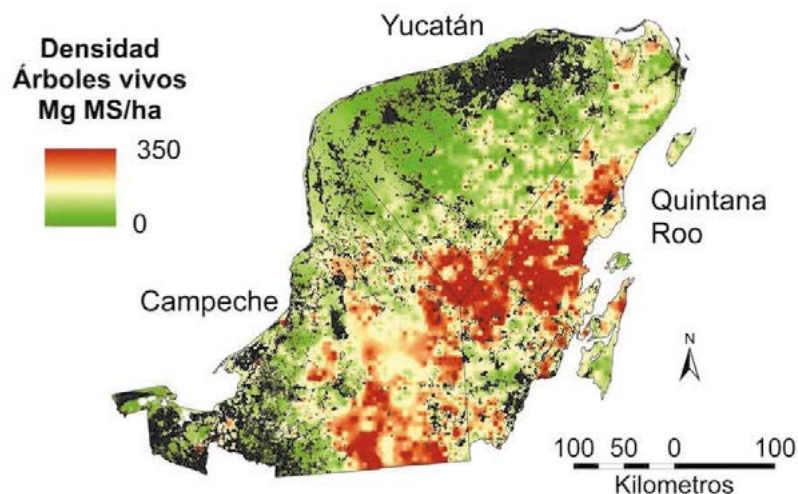


Figura 5. Distribución espacial de la biomasa presente en los árboles vivos de las selvas altas, medianas y bajas de la Península de Yucatán. En gris las áreas que corresponde a otros tipos de vegetación.

El manejo sustentable de las selvas tiene un gran potencial en las áreas donde la densidad de biomasa aún es satisfactoria, tales como en la parte central del estado de Quintana Roo, sur de Yucatán y este de Campeche (Figura 5). Para las áreas con altas densidades de biomasa en el sur del estado de Campeche que pertenecen a la reserva de biósfera Calakmul, las actividades de REDD+ deben enfocarse a mantener estos reservorios de biomasa y a pago por otros servicios ambientales, tales como conservación de biodiversidad.

Bibliografía

- Cairns M. A., I. Olmsted, J. Granados, J. Arguez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186:125–132.
- CONAFOR. 2007. Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Informe 2007. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, México. 101 pp.
- INEGI. 2012. Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie IV. México. No publicado.
- Urquiza-Haas T., P. M. Dolman, C. A. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 247:80–90.



1.8 Carbono orgánico del suelo y su relación con la condición en pastizales y matorrales de Chihuahua

Jurado-Guerra Pedro¹; Saucedo-Terán Ruben¹; Morales-Nieto Carlos² y Martínez-Salvador Martín¹

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, CIRNOC, Sitio Experimental La Campana, km 33 Carretera Chihuahua-Ojinaga, C. P.32910, Aldama, Chihuahua, México. Autor para correspondencia: jurado.pedro@inifap.gob.mx

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Zootecnia y Ecología km. 1 Periferico, R. Almada, Chihuahua, Chihuahua, México.

Resumen

Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas pueden ser manejados para incrementar la captura de carbono y contribuir en la mitigación del cambio climático. El objetivo fue estimar el carbono orgánico del suelo (COS) en pastizales y matorrales con diferente condición. Se seleccionaron seis tipos de vegetación representativos del estado: pastizal halófito, pastizal mediano, pastizal amacollado, matorral inerme parvifolio, matorral mediano subinerme y matorral crasirosulifolio espinoso. Se colectaron muestras de suelo durante 2010 y 2011 y se analizó el COS en muestras compuestas. Los datos se analizaron con modelos mixtos y medidas repetidas. En el pastizal halófito, el COS varió ($P \leq 0.0036$) desde $0.315 \pm 0.07\%$ en condición buena 15-30cm profundidad de suelo hasta $1.431 \pm 0.07\%$ en condición excelente 0-15cm profundidad de suelo. En el pastizal mediano abierto, el COS fluctuó ($P \leq 0.0207$) desde $0.578 \pm 0.03\%$ debajo del zacate navajita (*Bouteloua gracilis*) hasta $0.466 \pm 0.03\%$ en suelo desnudo. En el pastizal amacollado, el COS varió ($P \leq 0.0364$) desde $1.101 \pm 0.13\%$ en condición pobre sobre suelo desnudo hasta $2.834 \pm 0.13\%$ en condición excelente debajo del zacateliendrilla morada (*Muhlenbergiarigida*). En el matorral inerme parvifolio, el COS varió ($P \leq 0.0010$) desde 0.511% en suelo desnudo hasta 0.674% debajo del arbusto gobernadora (*Larrea tridentata*). El COS del matorral mediano varió ($P \leq 0.0001$) desde 0.276% en condición pobre sobre noviembre 2011 hasta 1.036% en condición regular de noviembre 2010. En el matorral crasirosulifolio, el COS fue afectado por la condición ($P \leq 0.0013$), desde 1.411% en condición pobre hasta 1.703% en condición buena. El contenido de COS varió con el tipo de pastizal-matorral y depende principalmente de la condición y el micrositio.

Palabras clave: carbono del suelo, agostaderos, condición del pastizal.

Abstract

Grasslands and shrublands of arid and semiarid regions may be managed to increase carbon sequestration and contribute to mitigation of climate change. The objective was to estimate soil organic carbon (SOC) in grasslands and shrublands with different range condition. Six vegetation types, highly extensive in Chihuahua, were selected: halophyte grassland, shortgrass prairie, oak-bunchgrass grassland, creosotebush (*Larrea tridentata*), mesquite (*Prosopis glandulosa*), and lechugilla (*Agave lechugilla*) shrublands. Soil samples were collected in 2010 and 2011, and SOC was analyzed at composite samples. Data were analyzed with mixed models and repeated measures. At the halophyte grassland, SOC varied ($P \leq 0.0036$) from $0.315 \pm 0.07\%$ at good condition/15-30 cm soil depth to $1.431 \pm 0.07\%$ at excellent condition/0-15 cm soil depth. At the shortgrass prairie, SOC ranged ($P \leq 0.0207$) from $0.578 \pm 0.03\%$ underneath blue grama (*Bouteloua gracilis*) to $0.466 \pm 0.03\%$ in bare soil. At the oak-bunchgrass grassland, SOC varied ($P \leq 0.0364$) from $1.101 \pm 0.13\%$ at poor range condition/bare soil to $2.834 \pm 0.13\%$ at excellent condition/underneath purple muhly (*Muhlenbergia*

rigida). At the creosotebush shrubland, SOC varied ($P \leq 0.0010$) from 0.511% at bare soil to 0.674% underneath creosotebush. SOC at the mesquite shrubland varied ($P \leq 0.0001$) from 0.276% at poor condition/November 2011 to 1.036% at regular condition/November 2010. In the lechugilla shrubland, SOC was affected by range condition ($P \leq 0.0013$), varying from 1.411% at poor condition to 1.703% at good condition.

Key words: soil organic carbon, rangelands, range condition.

Introducción

Los pastizales de Chihuahua han disminuido significativamente ocupando una superficie de 2 millones de has aproximadamente (Royo *et al.*, 2005; Valerio *et al.*, 2005), mientras que los matorrales cubren aproximadamente 6.6 millones de has (COTECOCA, 1978) y se están extendiendo de acuerdo a cifras actuales. Los pastizales y matorrales son la base de la ganadería extensiva en el norte de México, aunque también pueden proporcionar otros productos y servicios ambientales. Actualmente, se está dando un cambio hacia el uso de los pastizales para proporcionar algunos servicios ambientales a la sociedad tales como la captura de carbono (Havstad *et al.*, 2007; Brown y Thorpe, 2008).

La captura de dióxido de carbono puede ser manipulado con el pastoreo, fuego controlado, revegetación de pastizales deteriorados y el uso de variedades mejoradas (Reeder y Schuman, 2002; Derner *et al.*, 2005). Schuman *et al.* (2002) observaron que un adecuado manejo del pastoreo puede incrementar el almacén de carbono en el suelo en los pastizales de Estados Unidos. Otro estudio reporta buen potencial para la venta de bonos de carbono al aplicarse algunas prácticas de manejo de pastizales en un sistema de vaca-cría durante un periodo de 20 años en Wyoming (Campbell *et al.*, 2004). De los pocos trabajos realizados en pastizales de México, Medina-Roldán *et al.* (2008) reportan un mayor contenido de carbono en el suelo con pastoreo moderado en comparación con áreas con sobrepastoreo en Jalisco. Aunque el potencial de los almacenes de carbono en los matorrales ha sido poco estudiado, un estudio reciente (Beier *et al.*, 2009) muestra que los matorrales de Europa pueden capturar hasta 1.26 ton C ha⁻¹ Navar-Chaidez (2008) reporta almacenes de hasta 77 ton C ha⁻¹ en suelo del matorral tamaulipeco del noreste de México.

La determinación del almacén y la captura de carbono son esenciales para el ingreso al mercado mundial de bonos de carbono, donde existen pocas opciones. En 2007, el mercado de bonos para la mitigación de gases con efecto invernadero fue de 30 billones de dólares en el año 2006 y se espera que alcance un mercado de 500 billones de dólares en el año 2020 (De Steiguer *et al.*, 2008). Otras estimaciones reportaron un volumen de 2983 millones ton CO₂e con un valor de 64 billones de dólares para el año 2007 (Capoor y Ambrosi, 2008). Dada su extensión, los pastizales del estado de Chihuahua tienen potencial para la captura de carbono. Sin embargo, no existe información detallada sobre el almacén y captura de carbono en dichos ecosistemas. El presente estudio tiene el objetivo de determinar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en tres tipos de pastizales y tres tipos de matorrales del estado de Chihuahua.

Materiales y métodos

Se seleccionaron tres tipos de pastizales por su gran extensión en el estado de Chihuahua. Los sitios de estudio fueron: pastizal mediano abierto, pastizal amacollado abierto y pastizal halófito, con diferente condición del pastizal. Según COTECOCA (1978) el sitio de pastizal mediano abierto presenta gramíneas forrajeras deseables como navajita (*Bouteloua gracilis*), tres barbas (*Aristida* spp), navajita velluda (*Bouteloua hirsuta*). La topografía del terreno es de planos a lomeríos bajos. El suelo

es de textura franco-arenosa a arcillo-arenosa. El clima es seco templado, con una precipitación pluvial de 300 mm anuales.

El pastizal amacollado abierto presenta gramíneas forrajeras como el zacate banderilla (*Bouteloua curtipendula*) y navajita velluda de acuerdo a COTECOCA (1978). La topografía es de laderas de sierra, lomeríos altos y medianos. El suelo es de textura franco-arenosa a areno-arcillosa. El clima dominante es seco templado con verano cálido, con precipitación pluvial de 300 a 400 mm anuales. El pastizal halófito abierto se encuentra en la región central del estado, con suelos de origen aluvial profundo (más de 50 cm) de color pardo grisáceo muy oscuro a negro, textura areno-limosa a franco-arcillosa, con pH de 8 a 10 (COTECOCA, 1978). El clima es muy seco templado con precipitación anual de 250 a 300 mm. Las especies más comunes son el zacatón alcalino (*Sporobolus airoides*), jiguite (*Eragrostis obtusiflora*) y ocasionalmente el zacate navajita y pelillo (*Muhlenbergia repens*).

Para los matorrales se seleccionaron el matorral inerme parvifolio, matorral mediano subinerme y matorral crasirosulifolio espinoso. Según COTECOCA (1978) el sitio de matorral inerme parvifolio está caracterizado por arbustos como la gobernadora (*Larrea tridentata*), hojasén (*Flourensia cernua*) y Mariola (*Parthenium in canum*). El clima es muy seco templado con verano cálido y una precipitación anual de 250 a 300 mm. El suelo es de origen aluvial de profundidad media (25 a 50 cm) de color pardo, pardo rojizo oscuro o gris rosáceo, con textura franco-arcillosa a franco-arenosa. Para este tipo de vegetación, ambos sitios fueron realizados en el municipio de Aldama.

El matorral mediano subinerme está dominado por arbustos como la gobernadora, largoncillo (*Acacia constricta*) y mezquite (*Prosopis glandulosa*). El clima es muy seco semicálido con una precipitación anual de 250 a 300 mm. El suelo es de origen aluvial, profundo (más de 50 cm), de color pardo con texturas de franco-arenosa a arcillo-arenosa (COTECOCA, 1978). Para este matorral, los sitios fueron seleccionados en el municipio de Camargo. El matorral crasirosulifolio está dominado por arbustos como la lechugilla (*Agave lechugilla*), sotol (*Dasyliionleio phyllum*), palma (*Yucca filifera*) y candelilla (*Euphorbia antisiphylitica*). El clima es muy seco, semicálido y con una precipitación anual de 250 a 300 mm. El suelo es de formación in-situ, de profundidad variable (0 a 50 cm), de color pardo grisáceo y textura areno-arcillosa (COTECOCA, 1978). Para este tipo de matorral, ambos sitios fueron seleccionados en el municipio de Coyame.

En cada sitio se establecieron tres parcelas de campo para realizar los muestreos de vegetación y suelos en el mes de junio 2010. Cada parcela incluye tres transectos permanentes de 50 m. Se realizaron muestreos de composición florística del pastizal por medio del muestreo de intercepto de línea. A la mitad de cada transecto se tomaron cuatro muestras de suelo en dos micrositos: suelo desnudo y debajo del zacate o arbusto dominante en dos profundidades: 0-15 y 15-30 cm. Las muestras se secaron en hervidero y se tamizaron con malla de 1.1 mm. Enseguida se formó una muestra compuesta por parcela con las muestras de los tres transectos para cada combinación de micrositio x profundidad. Las muestras de suelo fueron analizadas en analizador elemental para determinar el porcentaje de COS. Se realizaron tres fechas de muestreo: junio 2010, noviembre 2010 y noviembre 2011.

Los datos de COS fueron analizados en forma separada para cada tipo de pastizal/matorral bajo un diseño completamente al azar con arreglo factorial (Kirk, 1982). El análisis de varianza consideró los factores condición, micrositio y profundidad de suelo por medio de modelos lineales mixtos y medidas repetidas con ProcMixed (SAS Institute Inc., 2008).

Se generó un mapa del almacén de carbono de los pastizales y matorrales de Chihuahua, con base en el COS y la densidad relativa del suelo de cada sitio de estudio a una profundidad de 30 cm de suelo. Para su elaboración se utilizó el Mapa de Elevación Digital del INEGI a escala 1:50 000 y la Carta de Uso de Suelo y vegetación del Inventario Nacional Forestal. El proceso se desarrolló usando Sistemas

de Información Geográfica mediante relaciones del tipo de vegetación y las unidades espaciales del Mapa de Uso de Suelo.

Resultados y discusión

En el pastizal halófito, el COS fue influenciado por los efectos principales condición ($P \leq 0.0001$), micrositio ($P \leq 0.0001$) y profundidad de suelo ($P \leq 0.0001$). Además, el COS fue afectado por las interacciones condición*profundidad ($P \leq 0.0036$) (Figura 1) y micrositio*profundidad ($P \leq 0.0241$). Dentro de la interacción condición*profundidad, el COS varió desde un mínimo de $0.315 \pm 0.07\%$ en condición buena/profundidad de 15-30 cm hasta un máximo de $1.431 \pm 0.07\%$ en condición excelente/profundidad de 0-15 cm (Figura 1). Dentro de la interacción micrositio*profundidad, el COS fluctuó desde un mínimo de $0.387 \pm 0.07\%$ en suelo desnudo/profundidad de 15-30 cm hasta un máximo de $1.302 \pm 0.07\%$ en zacate/profundidad de 0-15 cm.

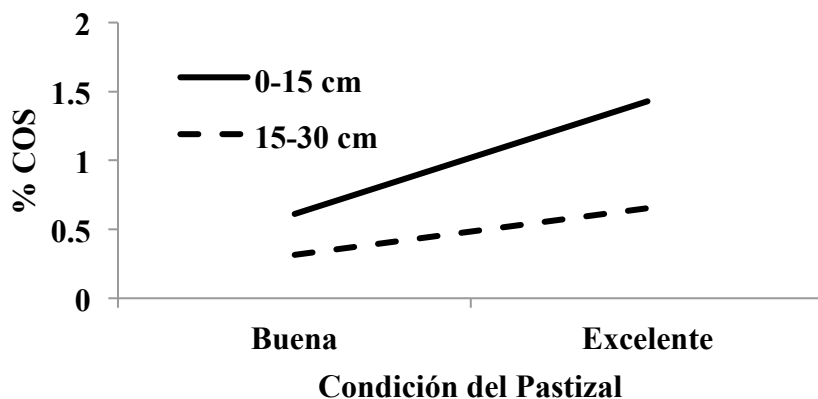


Figura 1. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en un pastizal halófito abierto con diferente condición y profundidad de suelo (0-15 o 15-30 cm) en Chihuahua.

En el pastizal mediano abierto, el COS fue influenciado solamente por el micrositio ($P \leq 0.0207$) variando desde $0.578 \pm 0.03\%$ debajo del zacate navajita hasta $0.466 \pm 0.03\%$ en suelo desnudo. En el pastizal amacollado, el COS fue influenciado por los efectos principales de condición ($P \leq 0.0001$) y micrositio ($P \leq 0.0041$). Además, el COS fue afectado por la interacción condición*micrositio ($P \leq 0.0364$) (Figura 2), fluctuando desde $1.101 \pm 0.13\%$ en condición pobre/suelo desnudo hasta $2.834 \pm 0.13\%$ en condición excelente/debajo del zacate.

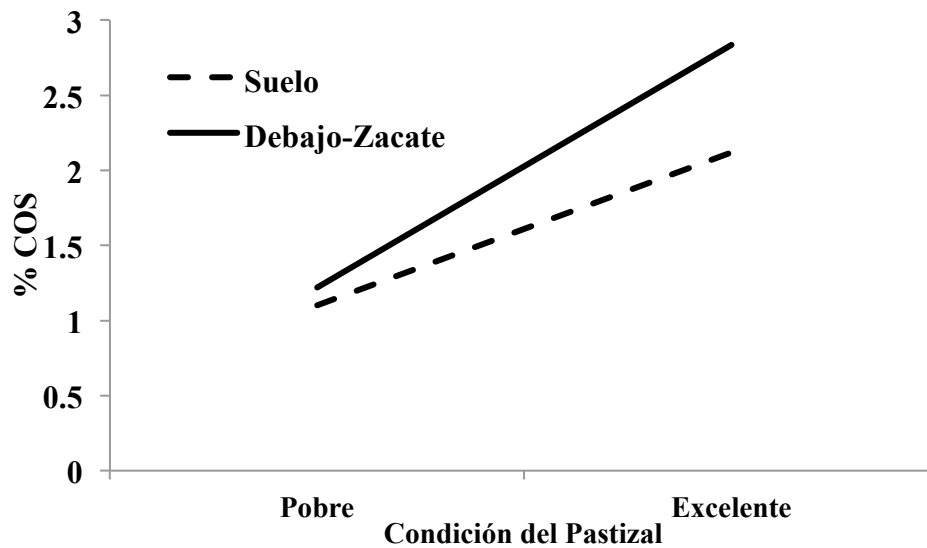


Figura 2. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en un pastizal amacollado abierto con diferente condición y micrositio (suelo o debajo de zacate) en Chihuahua.

En general, los pastizales con mayor contenido de COS fueron el pastizal amacollado en condición excelente y el pastizal halófito en condición excelente. En dos de los pastizales evaluados se encontró que una mejor condición del pastizal presenta mayor contenido de COS, lo cual concuerda con Schuman *et al.*, (2002) quienes encontraron que el pastoreo moderado incrementa el contenido de carbono en pastizales lo cual sería equivalente a una mejor condición del pastizal en este trabajo. Reeder y Schuman (2002) también demostraron que el pastoreo ligero incrementa el carbono orgánico del suelo en comparación con la exclusión de pastizales. Medina-Roldán *et al.* (2008) también reportan un mayor contenido de carbono en suelo en un pastizal mediano con pastoreo moderado en comparación con áreas con sobrepastoreo o condición pobre.

Además se encontró que el COS depende de otros factores como el micrositio, lo cual significa que debajo de las plantas, se encuentra la mayor parte del carbono orgánico. Esto sugiere que aquellos pastizales que tienen una mayor cobertura de zacates muestran un mayor almacén de carbono y tienen una mayor capacidad de captura de carbono, como se muestra en los pastizales en mejor condición. También la profundidad de suelo fue un factor importante en la distribución vertical del COS en los pastizales, lo cual debe considerarse para la estimación del almacén de carbono en los pastizales evaluados.

En el matorral inerme parvifolio, el COS fue afectado por el micrositio ($P \leq 0.0010$) y la fecha de muestreo ($P \leq 0.0438$) (Figura 3). El COS varió desde $0.511 \pm 0.03\%$ en suelo desnudo hasta $0.674 \pm 0.03\%$ debajo de arbusto, mientras que para la fecha de muestreo (Figura 3), el COS varió desde $0.568 \pm 0.02\%$ en junio 2010 hasta $0.684 \pm 0.06\%$ en noviembre 2010.

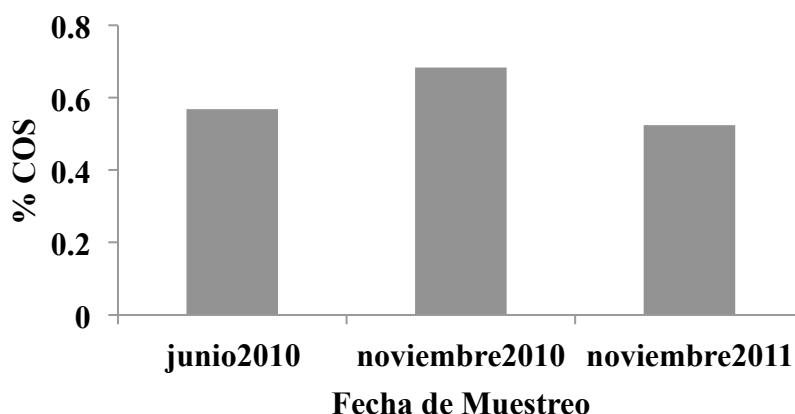


Figura 3. Contenido de carbono orgánico del suelo (% COS) en un matorral inerme parvifolio en diferentes fechas de muestreo en Chihuahua.

El COS del matorral mediano fue afectado por la condición ($P \leq 0.0010$), el micrositio ($P \leq 0.0018$), la fecha de muestreo ($P \leq 0.0001$) y la interacción condición*fecha ($P \leq 0.0001$) (Figura 4). Para esta interacción, el COS varió desde $0.276 \pm 0.05\%$ en condición regular/noviembre 2011 hasta $1.036 \pm 0.06\%$ en condición regular/noviembre 2010. En el matorral crasirosulifolio, el COS fue afectado por la condición ($P \leq 0.0013$), el micrositio ($P \leq 0.0001$) y la fecha ($P \leq 0.0250$). El COS varió desde $1.411 \pm 0.06\%$ en condición pobre hasta $1.703 \pm 0.06\%$ en condición buena.

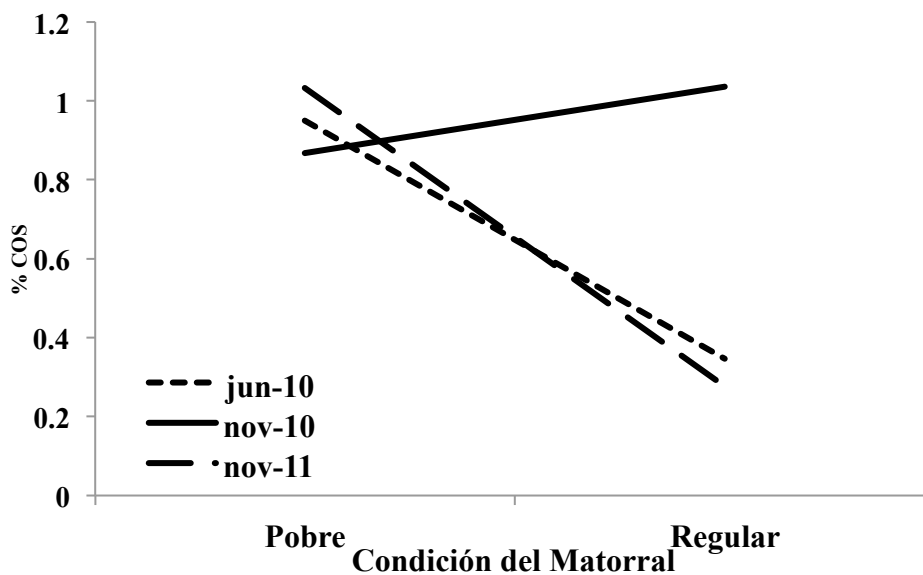


Figura 4. Contenido de carbono orgánico del suelo (% COS) en un matorral mediano con diferente condición y diferente fecha de muestreo en Chihuahua.

De los resultados de este trabajo, se deduce que la condición, el micrositio y la fecha de muestreo influenciaron el contenido de COS en los matorrales. Lo anterior puede atribuirse a que el manejo del pastizal, que incluye prácticas como el manejo del pastoreo está influyendo en la condición y el almacén de carbono. En general, los resultados obtenidos son menores a los reportados por otros

autores como Navar-Chaidez (2008) en el matorral tamaulipeco y se encuentra dentro del rango del contenido de carbono del suelo en matorrales europeos reportado por Beier *et al.* (2009) aunque dichos resultados fueron obtenidos en condiciones más favorables de precipitación. Similarmente a este trabajo, Bird *et al.* (2002) también encontraron que el COS fue mayor debajo del mezquite que en los interespacios del suelo en un pastizal semiárido con invasión mezquite.

De cualquier manera, dada su extensión, estos tres tipos de matorrales pueden contribuir en la mitigación del cambio climático para beneficio de la sociedad. Los matorrales en condición pobre pueden ser rehabilitados por medio de prácticas de manejo de pastizales como carga animal apropiada, sistemas de pastoreo para recuperar su potencial de captura de carbono como lo han recomendado otros autores.

El almacén de carbono del suelo en los diferentes tipos de pastizales y matorrales del estado de Chihuahua se muestra en la Figura 5. El matorral micrófilo fue el que presentó un almacén de carbono más bajo, mientras que el pastizal amacollado presentó el almacén de carbono más alto. Lo anterior está relacionado con las condiciones ambientales, sobre todo la precipitación, ya que ésta es más alta en el pastizal, por lo tanto los procesos de descomposición de raíces en el suelo es más dinámico que en los matorrales del desierto Chihuahuense. Cabe aclarar, sin embargo, que los matorrales presentan una cobertura de arbustos que podría aportar una gran cantidad de carbono mayor que la cobertura de gramíneas en los pastizales.

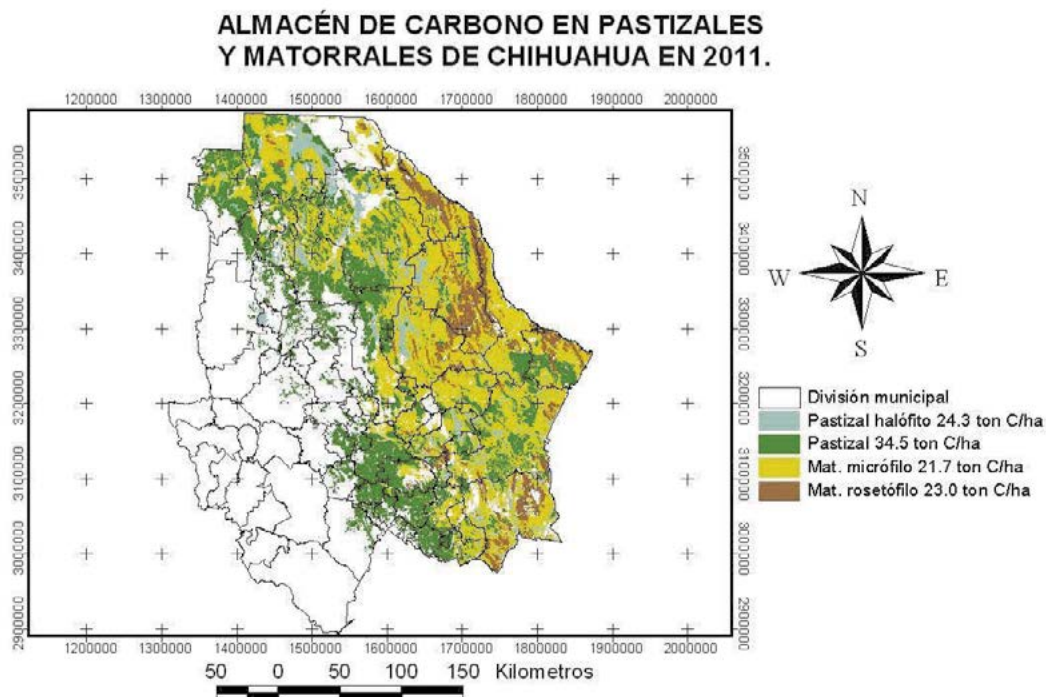


Figura 5. Almacén de carbono del suelo (ton C ha^{-1}) en pastizales y matorrales de Chihuahua.

Conclusiones

El contenido de COS varía con el tipo de pastizal y depende de la condición, el micrositio y la profundidad de suelo. La condición del pastizal es importante en el almacén de carbono del pastizal, por lo que prácticas como el manejo del pastoreo que mantengan y mejoren la condición del pastizal son favorables para incrementar el almacén de carbono en pastizales. El COS fue contrastante entre los

tipos de matorrales y fue influenciado principalmente por el micrositio en todos los matorrales. La condición y la fecha de muestreo también influenciaron en forma importante el COS de los matorrales. Esta información es básica para la estimación del almacén de carbono y el establecimiento de programas de bonos de carbono en pastizales y matorrales del estado de Chihuahua y sitios similares.

Agradecimientos

Se agradece al Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Gobierno del Estado de Chihuahua, por el apoyo financiero para realizar esta investigación.

Bibliografía

- Beier C., B. A. Emmett, A. Tietema, I. K. Schmidt, J. Penñuelas, E. Kovaćs La'ng, P. Duce, P. De Angelis, A. Gorissen, M. Estiarte, G. D. de Dato, A. Sowerby, G. rgy Kro'el-Dulay, E. Lellei-Kova'cs, O. Kull, P. Mand, H. Petersen, P. Gjelstrup, D. Spano. 2009. Carbon and nitrogen balances for six shrublands across Europe. *Global Biogeochemical Cycles* 23, GB4008, doi:10.1029/2008GB003381.
- Bird S. B., J. E. Herrick, M. M. Wander, S. F. Wright. 2002. Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in semi-arid rangeland. *Environmental Pollution* 116:445-455.
- Brown J. B., J. Thorpe. 2008. Climate change and rangelands: responding rationally to uncertainty. *Rangelands* 30: 3-6.
- Campbell S., S. Mooney, J. P. Hewlett, D. J. Menkhaus, G. F. Vance. 2004. Can ranchers slow climate change? *Rangelands* 26:16-22.
- Capoor K., P. Ambrosi. 2008. State and trends of the carbon market 2008. World Bank Institute. Washington, D.C. 71 pp.
- COTECOCA. 1978. Chihuahua. SARH. Subsecretaría de Ganadería. México. 151 pp.
- Derner D. J., G. E. Schuman, M. Jawson, S. R. Shafer, J. A. Morgan, H. W. Polley, G. B. Runion, S. A. Prior, H. A. Torbert, H. H. Rogers, J. Bunce, L. Ziska, J. W. White, A. J. Franzluebbbers, J. D. Reeder, R. T. Venterea, L. A. Harper. 2005. USDA-ARS global change research on rangelands and pasturelands. *Rangelands* 27:36-42.
- De Steiguer J. E., J. R. Brown, J. Thorpe. 2008. Contributing to the mitigation of climate change using rangeland management. *Rangelands* 30:7-11.
- Havstad K. M., D. Peters, R. Skaggs, J. Brown, B. Bestelmeyer, E. Frederickson, J. Herrick, J. Wright. 2007. Ecological services to and from rangelands of the United States. *Ecological Economics* 64:261-268.
- Kirk R. E. 1982. *Experimental Design*, 2nd ed. Brooks/Cole Publishing Co. Monterey, California.
- Medina-Roldán E., J. 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. *J. Arid Environments* 72:546-556.
- Navar-Chaidez J. J. 2008. Carbon fluxes resulting from land-used changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management*. 3: 6 DOI:10.1186/1750-0680-3-6.
- 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.
- Royo M., A. Melgoza, J. S. Sierra, R. Carrillo, P. Jurado, R. Gutiérrez, F. Echavarría. 2005. La salud de los pastizales medianos en los estados de Chihuahua y Zacatecas. II Simposio Internacional de Manejo de Pastizales. Gobierno del Estado.-INIFAP-Fundación Produce Zacatecas. Zacatecas, Zac.
- SAS Institute Inc. 2008. SAS ver. 9. 2. Statistical Analysis Software. Cary, North Carolina.
- Schuman G. E., H. H. Janzen, J. E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution* 116:391-396.
- Valerio V. A., E. Carreón, A. Lafón, J. M. Ochoa, P. Calderón, D. M. Soto, C. Chacón, E. Favela. 2005. Distribución, Extensión Espacial y Condición de los Pastizales en el Estado de Chihuahua. *Protección de la Fauna Mexicana*, A. C., The Nature Conservancy. Chihuahua, México. 55 pp.



1.9 Resultados preliminares en la estimación de la biomasa herbácea y arbustiva en matorrales y pastizales de México usando radiómetros multi-espectrales

Villa Adán¹; Paz Fernando¹ y Bolaños Martín¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, México.
Autor para correspondencia: adanlvh@hotmail.com

Resumen

La estimación de la capacidad de carga es vital para tener una ganadería sustentable, por lo que es necesario el desarrollo de nuevas metodologías innovadoras que permitan una operación a bajo costo para la estimación de la misma. El uso de sensores remotos permite estimar biomasa aérea de vegetación, particularmente si se usan los parámetros de las líneas de igual vegetación en el espacio de las bandas del rojo e infrarrojo cercano. Para ello, en este trabajo se plantea la utilización de información de campo de reflectancias de una a cinco visitas en todos los estados de la República Mexicana. Con estos insumos de reflectancias se generaron índices de vegetación como: NDVIcp, IVPN y el IVIS. Se obtuvieron muestras de biomasa, así como fotografías digitales para la determinación de cobertura vegetal en los sitios de muestreo. La metodología desarrollada bajo la perspectiva en la estimación de la capacidad de carga animal en los pastizales y matorrales de México, se evaluó usando información obtenida en la campaña de muestreo desde los años 2007 a 2012 realizada en sitios establecidos en campo que pueden ir desde uno hasta 48 dependiendo el estado, de tal forma que cubriera la mayor parte de los ecosistemas forrajeros presentes en la entidad, con una dimensión de 1.5 km x 1.5 km. A pesar de los errores experimentales, es posible realizar la estimación confiable de la capacidad de carga animal usando tecnologías de sensores remotos.

Palabras claves: pendiente, líneas iso-vegetación, capacidad de carga animal, SIMTOG, sensores remotos.

Abstract

The estimation of stocking rate it's a key component towards the achievement of a sustainable animal husbandry, therefore, is necessary the development of innovative methodologies that allow the calculation of this variable, in an operational scheme, at a low cost. The aboveground biomass can be estimated by means of remote sensors, particularly if the iso-vegetation lines in the NIR-R space are used. In this work we present the use of reflectance measurements collected in a field campaign over all federative entities of the Mexican Republic. With this input data several vegetation indices were generated, namely: NDVIcp, IVPN and IVIS. Also, we collect biomass samples and digital photography to compute the vegetal coverage on the sampling sites. The methodology introduced here was evaluated using field data collected in campaigns from the 2007 until 2012. The number of sampling sites range from 1 and up to 48, depending on the size of the federative entity; the aim was to sample, as much as it is possible, of the extension of the forage ecosystems on the entity. Despite the experimental errors it is possible to estimate the stocking rate using remote sensing technologies.

Key words: iso-vegetation lines, stocking rate, SIMTOG, remote sensing.

Introducción

La estimación de la capacidad de carga animal es un elemento importante para desarrollar una ganadería sustentable (Holechek *et al.*, 1989). La Comisión Técnica consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA, 1967) es la única estancia en nuestro país con referencias de estimación de capacidad de carga, cuyos estudios refieren de la época de los 60s y 70s, con algunas actualizaciones en los años 80s. Bajo esta perspectiva, la falta de información sobre este parámetro necesario para un buen manejo en la ganadería de México, es limitante para establecer programas de apoyo ganadero del gobierno basados con buenos resultado (ajuste de capacidad de carga animal), tal como el PROGAN (SAGARPA, 2007 y 2008).

Los sensores remotos tuvieron y tienen un rol fundamental en el desarrollo de investigaciones sobre coberturas vegetales a diferentes escalas (Justice *et al.*, 1985). Esta tecnología puede ser utilizada para el desarrollo de la biomasa a escalas espaciales y temporales útiles para el desarrollo de los hatos ganaderos. El estado de la vegetación puede ser caracterizada por el alto contraste entre la banda espectral del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IRC), que la distingue de otros objetos terrestres. Estas dos bandas están disponibles en la mayoría de los satélites públicos y comerciales, por lo que han servido de base en el desarrollo de índices espectrales de la vegetación o IV. Los índices de vegetación han sido ampliamente utilizados para derivar atributos funcionales y biofísicos de las coberturas vegetales (Tucker, 1979). Esto se debe a su elevada correlación con variables, como la biomasa verde o el índice de área foliar, y por ello con la tasa de fotosíntesis, lo que permite utilizarlos como una herramienta para la discriminación de la vegetación (Tucker *et al.*, 1985). Así, se han desarrollado un gran número de IV (Paz *et al.*, 2007) para su uso en la generación de relaciones con variables biofísicas (biomasa aérea o Bm, índice de área foliar o IAF y, cobertura aérea o fv; principalmente). Entre estos, el NDVI (Rouse *et al.*, 1974) o índice de vegetación de diferencias normalizadas = $(IRC - R) / (IRC + R)$, es uno de los más utilizados.

Paz *et al.* (2007) han revisado la estructura matemática de los IV, incluido el NDVI, y han propuesto el NDVIcp para realizar estimaciones del IAF y la Bm, dado que este índice tiene una relación lineal con estos parámetros y tiene bases teóricas y experimentales que soportan su diseño. Este tipo de IV está basado en curvas iso-IAF (iso-vegetación), en el espacio espectral del R-IRC, por lo que puede resultar útil en los muestreos de una o dos ocasiones en un determinado tipo de vegetación.

En este trabajo se hace una revisión rápida de las bases de los IV y se establecen las relaciones para estimar la capacidad de carga animal, como marco a la campaña de muestreo realizada en pastizales y matorrales de México, para generar los parámetros biofísicos y espectrales para la calibración de su uso con sensores remotos.

Marco teórico

En la Figura 1a se muestran las simulaciones radiativas (mismos patrones que los experimentos) de un cultivo, donde el crecimiento de la vegetación está definido por las líneas iso-IAF (misma cantidad de vegetación). El cultivo simulado está sobre cuatro suelos con propiedades ópticas diferentes (cambios de humedad, rugosidad, textura, materia orgánica u óxido de hierro). Paz *et al.* (2005) detallan estas simulaciones.

Las líneas iso-IAF ($IRC = a_0 + b_0R$; a_0 y b_0 dependen del IAF) (Figura 1a), van desde la línea del suelo ($IRC = a_s + b_sR$; a_s y b_s son constantes) con $IAF = 0$ hasta el punto de saturación (las reflectancias no cambian de valor) de las bandas (R_∞ , IRC_∞), donde el medio es ópticamente denso o de reflectancias en el infinito (Ross, 1981). Para un suelo fijo (propiedades ópticas), el crecimiento (IAF) sigue líneas

iso-IAF, donde hay una primera fase tipo exponencial y después un cambio a una lineal (con cambio de pendiente), con una transición entre ellas.

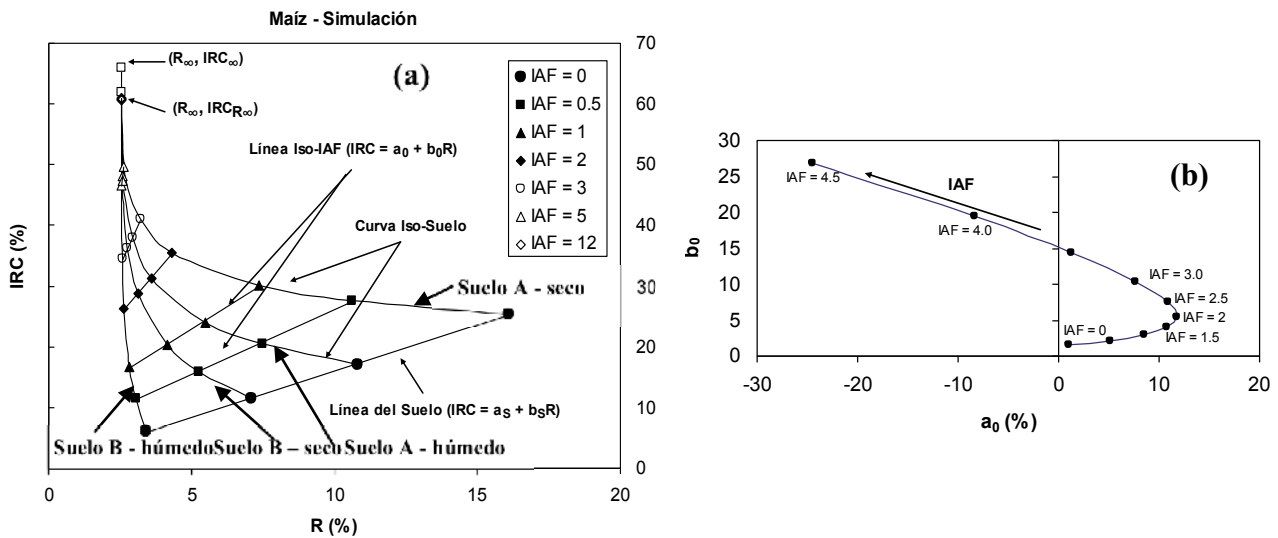


Figura 1. Simulaciones radiativas del crecimiento (IAF o Bm) de un cultivo. (a) Patrones espectrales asociados al espacio del R-IRC y (b) patrones asociados al espacio a0-b0 de las líneas iso-IAF.

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 pixel 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 1b), en esta perspectiva, Paz *et al.* (2007) desarrollaron el índice NDVIcp 1:

$$NDVI_{cp} = \frac{(IRC - a_0) - R}{(IRC - a_0) + R} = \frac{b_0 - 1}{b_0 + 1} \tag{1}$$

donde b_0 (pendiente de las curvas iso-IAF) se aproxima de la relación 2:

$$\frac{1}{b_0} = c + da_0 \tag{2}$$

con c y d como constantes empíricas más o menos generales ($c = 1.0$ y $d = -0.024$).

En términos operacionales, el valor de b_0 se estima de (Paz *et al.*, 2007) 3:

$$b_0 = \frac{-B + \sqrt{B^2 - 4AC}}{2A}$$

$$A = R$$

$$B = -\left(\frac{c}{d} + IRC\right)$$

$$C = \frac{1}{d}$$

(3)

Paz *et al.* (2007), bajo ciertas consideraciones, han demostrado que el NDVI_{cp} está relacionado con la biomasa aérea por 4:

$$Bm = kNDVI_{cp}$$

(4)

donde k es una constante empírica.

La capacidad de carga animal está relacionada con la biomasa aérea fresca total Bm por 5:

$$CC = \left[\frac{(FH)(FA)(FAG)(FAA)}{4,928} \right] Bm = qBm = qkNDVI_{cp}$$

(5)

donde FH es un factor de conversión de biomasa fresca a húmeda, FA es el factor de aprovechamiento de la biomasa (generalmente 0.5), FAG es el factor de biomasa forrajera o aprovechable por el ganado (dependiente de la composición florística y disponibilidad en cada sitio; de 0 a 1), FAA es el factor de ajuste abiótico, pendiente del terreno y cercanía a cuerpos de agua, principalmente (Holechek *et al.*, 1989), y 4928 (kg M.S.) es el requerimiento de alimento para mantener una unidad animal todo el año (3% de ingesta diaria de alimento en relación al peso vivo de una vaca de 450 kg). La Bm está dada en términos absolutos y es el resultado de multiplicar la densidad de biomasa (kg m⁻²) por la superficie que representa esta estimación.

Materiales y métodos

Durante el 2007 y 2012 se realizó una campaña de muestreo de pastizales y matorrales en México. El muestreo se enfocó al levantamiento de datos radiométricos, fotográficos y de biomasa del estrato herbáceo y arbustivo.

Para esta campaña se establecieron Sitios Permanentes de Muestreos (SPM) en cada estado del país, que pueden ser desde uno hasta 48 dependiendo la actividad ganadera (Figura 2), los cuales se ubicaron de tal forma que se cubriera la mayor parte de los ecosistemas forrajeros presentes en las entidades.

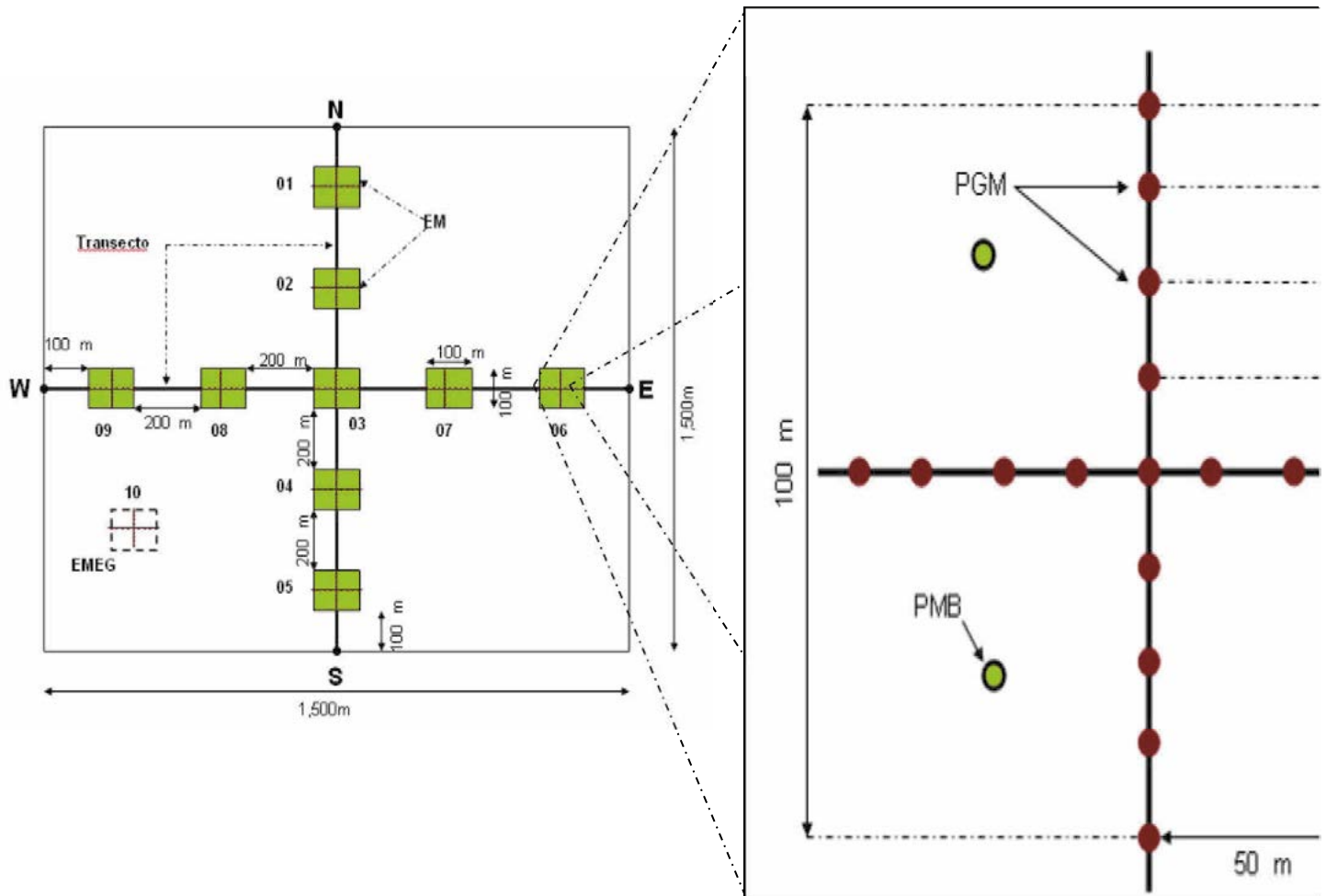


Figura 2. Diseño de la configuración de muestreo de forma sistemática de Estaciones de Muestreo en SPM y puntos de medición en las EM.

Un SPM, es un área cuadrangular de 225 ha (1.5 km x 1.5 km), en cuyo interior contiene nueve Estaciones de Muestreo (EM), donde los centros entre estaciones de muestreo se ubican a cada 300 m. Con el objeto de llevar un mejor control y estandarizar la nomenclatura, las EM se enumeraron de Norte a Sur y de Este-Oeste dentro de los SPM. Las Estaciones de Muestreo son subsitios de una ha (100 m x 100 m) en cuyo interior se distribuyeron 17 Puntos Generales de Muestreo (PGM), separados a 12.5 m entre sí; y en cada cuadrante se estableció un punto denominado Punto de Muestreo de Biomasa (PMB).

Resultados y discusión

Con las mediciones de reflectancia de las bandas del R e IRC, estandarizadas a un ángulo cenital de iluminación de 30°, usando el modelo de Bolaños y Paz (2010), de los PMB en las estaciones de muestreo de los SPM, se estimaron en forma directa por regresión lineal los parámetros a_0 y b_0 de las líneas igual de vegetación en todos los SPM.

Para analizar la relación entre a_0 y $1/b_0$ (Ecuación 2), se revisaron las SPM que tenían información asociada a la etapa vegetativa del estrato herbáceo. Se determinaron las constantes de C y D para definir el NDV_{cp} .

En la Figura 3 se muestran resultados preliminares de este trabajo. Se calcularon los tres índices de vegetación: NDVIcp, IVPN e IVIS con toda la información que se obtuvo en campo durante la campaña de muestreo en todos los estados. Estos índices están relacionados con los pesos frescos y secos de las muestras obtenidas en campo de los puntos de muestreo de biomasa. Además para estos puntos de biomasa se calculó la cobertura total de vegetación usando fotografías digitales.

	Q	S	U	W	X	Y	Z	AA	AB
	NDVIcp AC	IVPN AC	IVIS AC	COB (%) AC	PFI (g m ⁻²)	PST (g m ⁻²)	PFTF (g m ⁻²)	PSTF (g m ⁻²)	R30 DC
32	836.7231	3908.803	3835.766	4.46542	47.26368	44.45037	47.26368	42.54535	16.166
31	1190.614	4624.012	5089.146	1.95704	37.31343	35.0924	37.31343	33.58844	17.080
34	1168.811	4579.791	6114.203	0.969217	67.16418	63.10637	67.16418	60.40181	23.892
77	1109.173	4458.946	4876.159	2.51098	92.0398	86.47906	92.0398	82.77281	20.538
29	1219.356	4682.344	5043.846	2.91887	64.67662	60.76905	64.67662	58.16467	20.266
35	1159.241	4560.387	5642.941	3.46139	14.92537	14.02363	14.92537	13.42262	22.55
28	1134.75	4510.753	5179.731	5.64413	27.36318	26.7256	27.36318	25.58021	18.21
38	926.2435	4089.248	4973.406	6.49949	49.75124	48.592	49.75124	46.50948	21.254
33	686.9704	3607.544	4414.346	2.43198	159.204	155.4944	159.204	148.8303	21.696
39	867.9172	3971.648	4144.561	8.28742	191.5423	187.0792	191.5423	179.0615	18.020
13	1321.969	4890.938	5098.418	16.5732	131.8408	123.981	131.8408	118.6676	15.848
33	909.0507	4054.57	4061.745	4	62.18906	58.48164	62.18906	55.97529	16.561
11	1004	4246.224	4013.873	8.96522	79.60199	74.85647	79.60199	71.64833	14.247
29	809.1578	3953.998	3973.124	6.39089	42.28856	39.76751	42.28856	38.06319	14.839

Figura 3. Datos preliminares en la obtención de índices de vegetación, cobertura vegetal y pesos frescos de biomasa para cada SPM en todos los estados.

Conclusiones

Los desarrollos mostrados en este trabajo, además de la campaña de validación realizada, plantean una aproximación razonable a la estimación de la capacidad de carga animal en el agostadero de todo México. Para generalizar estos ejercicios de validación/calibración terrestre, es necesario considerar su uso para calibración de productos satelitales.

Bibliografía

- Bolaños M., F. Paz. 2010. Modelación general de los efectos de la geometría de iluminación-visión en la reflectancia de pastizales. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 1:349-361
- COTECOCA. 1967. Metodología para determinar tipos vegetativos, sitios y productividad de sitios. Publicación No. 8. México, D. F. 84 pp.
- Holechek J. L., R. D. Pieper, C. H. Herbel. 1989. Range management, principles and practices. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N. J. 501 pp.
- Huete A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25:295-309.
- Justice C.O., J. R. G. Townshend, B. N. Holben, C. J. Tucker. 1985. Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 6:1271-1318.
- Paz F., E. Palacios, E. Mejía, M. Martínez, L. A. Palacios. 2005. Análisis de los espacios espectrales de la reflectividad del follaje de los cultivos. *Agrociencia* 39:293-301.
- 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* 41:539-554.
- Ross J. 1981. The radiation regime and architecture of plant stands. Junk W., Norwell, M. A. Kluwer Academics Publishers. Boston, U. S. A. 391 pp.
- Rouse J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, D. W. Deering, J. C. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. MASA/GSFC. Type III. Final Report, Greenbelt, MD. 371 pp.
- SAGARPA. 2007. Acuerdo por el que se Establecen las Reglas de Operación de los Programas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2007. 132 pp.
- SAGARPA. 2008. Lineamientos Específicos del Componente Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Avícola (PROGAN) del Programa de Uso Sustentable de Recursos Naturales para la Producción Primaria de las



Reglas de Operación de los Programas de la Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Diario Oficial de la Federación, 10 de marzo de 2008. 27 pp.

Tucker J. C. 1979. Red and Photographic infrared lineal combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Enviroment 8:127-150.

Tucker J. C., J. R. G. Townshend, T. E. Goff. 1985. African land-cover classification using satellite data. Science 227:369-375.

1.10 Dinámica de la captura de carbono derivada de los impactos antropogénicos en ecosistemas del noreste de México

Yerena-Yamallel José I.¹; Jiménez-Pérez Javier¹; Aguirre-Calderón Oscar¹; Treviño-Garza Eduardo¹ y Alanís-Rodríguez Eduardo¹

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional km. 145, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México. Autor para correspondencia: israel.yerena@gmail.com

Resumen

En los ecosistemas del estado de Nuevo León, existe escasa información sobre carbono, por lo que es necesario iniciar trabajos para la medición y la inventarización de esta variable, como una alternativa futura de generación de recursos económicos para los pobladores del área. Se estimó el contenido de carbono en la biomasa aérea en el matorral espinoso tamaulipeco (MET), en tres pastizales abandonados con un tiempo de abandono de 10, 20 y 30 años, y en dos áreas con uso histórico de agricultura con un tiempo de abandono de 15 y 30 años, en el MET. Para la estimación se utilizó un diseño de muestreo sistemático, en cada área se realizaron cuatro sitios de muestreo cuadrangulares de 1600 m². En los sistemas evaluados el mezquital de 30 años de abandono resultó con el valor mayor de contenido de carbono en la biomasa aérea con 18.83 Mg ha⁻¹ en un tipo de geoforma de valle, seguido por el MET con 14.76 Mg ha⁻¹. El contenido de carbono en los sistemas abandonados presentaron reservas superiores en los pastizales de 30 y 20 años con 8.03 y 7.33 Mg ha⁻¹ respectivamente, seguido por el mezquital de 15 años con 5.24 Mg ha⁻¹, por último el pastizal de 10 años con 4.13 Mg ha⁻¹. La recuperación y el desarrollo a través del tiempo de las especies arbóreas y arbustivas de manera natural en el MET, además de cumplir con la función de conservar suelos y aguas, tienen un gran potencial como almacenadoras de carbono.

Palabras clave: contenido de carbono, biomasa aérea, áreas abandonadas, matorral espinoso tamaulipeco.

Abstract

Ecosystems in the state of Nuevo Leon, there is limited information about carbon, so it is necessary to start work on measuring and inventorying of this variable as an alternative future generation of economic resources for the residents of the area. Estimated the carbon content in the aboveground biomass in tamaulipan thornscrub (MET), in three abandoned grasslands with a time of abandonment of 10, 20 and 30 years, and in two areas with historical use of agriculture with a time of abandonment of 15 and 30 years, at the MET. For the estimation of the carbon content was used a systematic sampling design, in each area were established four sampling sites of 1600 m². In the systems evaluated the mezquital of 30 years of neglect resulted with the carbon content in aboveground biomass highest with 18.83 Mg ha⁻¹ in a valley geoform type, followed by MET with 14.76 Mg ha⁻¹. The carbon content in the abandoned systems showed reserves higher in grassland of 30 and 20 years with 8.03 and 7.33 Mg ha⁻¹ respectively, followed by mezquital of 15 years with 5.24 Mg ha⁻¹ and finally the grassland of 10 years with 4.13 Mg ha⁻¹. The recovery and the development over time of the arboreal and shrubby species in a natural manner in MET, fulfilling the function of conserving soil and water, have a great potential as carbon storage.



Key words: carbon content, aboveground biomass, abandoned areas, tamaulipan thornscrub.

Introducción

Uno de los principales riesgos que puede poner en peligro la permanencia del carbono almacenado en los bosques es el *riesgos asociados con la demanda*: cuando la demanda de productos agrícolas y/o pecuarios es el principal causante de la deforestación, un aumento en los precios de los mercados nacionales o mundiales puede aumentar los costos de oportunidad por encima de los precios de carbono acordados, haciendo que la conversión forestal sea rentable (Wong y Dutschke, 2003).

Para proponer estrategias viables dirigidas a la mitigación del cambio climático es imprescindible conocer la dinámica del carbono en los ecosistemas forestales y las modificaciones de los flujos de carbono derivadas de los patrones de cambio de uso de suelo, a su vez es indispensable por un lado, poseer la información básica sobre los contenidos de carbono en los diferentes depósitos del ecosistema (Ordóñez, 1999; Pagiola *et al.*, 2002), pero además tener el sustento de los gobiernos para apoyar las labores que sean necesarias y efectivas.

Se han planteado distintas opciones de mitigación, como innovaciones tecnológicas en los procesos productivos, el uso de energías alternativas a los combustibles fósiles, la posibilidad de “enterrar” el bióxido de carbono en las profundidades del océano o en cavernas, etc., (IPCC, 2005). No obstante, hoy se toman en cuenta los proyectos forestales por la razón fundamental, mediante la cual la energía solar activa el proceso de fotosíntesis y la vegetación captura el CO₂ de la atmósfera y lo fijan en sus células como carbono, liberando oxígeno. Como resultado de los procesos fisiológicos las plantas crecen; es así como aproximadamente el 50% de su biomasa es carbono (IPCC, 1996; Brown, 1997; Houghton *et al.*, 1999; Brown, 1999), no obstante, diversos estudios denotan la variabilidad de la concentración de carbono según la especie y tejido del árbol (Lin *et al.*, 2002; Peri *et al.*, 2004; Gayoso y Guerra, 2005; Figueroa *et al.*, 2005; Avendaño *et al.*, 2009; Fonseca *et al.*, 2011; Yerena *et al.*, 2012). Si bien hay mucho que hacer con respecto al cambio climático, los bosques constituyen un elemento trascendental en la solución del problema, no sólo por su rol de captura y secuestro de carbono, sino también porque su efecto de sustitución mediante la utilización de sus productos (madera) considera el empleo de menor energía. Lo anterior deriva en la importancia de efectuar investigaciones sobre captura de carbono en los ecosistemas forestales.

A partir de las consideraciones anteriores se estableció el objetivo de evaluar la dinámica de la captura de carbono derivada de los impactos antropogénicos en ecosistemas del noreste de México, con la finalidad de estimar su capacidad de captura de carbono. De contar con toda esta información completa y fidedigna, se podría entonces tener la posibilidad de generar propuestas de mercadeo de carbono sobre bases cuantitativas sólidas. La generación de este tipo de trabajos puede constituir una opción para ir comprendiendo las dinámicas de secuestro de carbono que tienen los ecosistemas y de esa manera, tener la alternativa de obtener ingresos extras debido al pago por servicios ambientales, en este caso particular por la venta de secuestro de carbono, aunque no está limitado sólo a este rubro, sino que también podría ser por la venta de secuestro de agua y el mantenimiento de la biodiversidad, representando así una alternativa viable de desarrollo sustentable para las comunidades rurales, así mismo de evitar que la producción agropecuaria crezca a costa de los terrenos forestales.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en cuatro áreas que se encuentran en el municipio de Linares, una en Hualahuises, en el estado de Nuevo León, y una en Mainero, Tamaulipas, en una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco de la Planicie Costera del Golfo. El clima es (A) C (x') (w'') a (e)

correspondiente a un clima extremo semi-calido - sub húmedo básicamente debido a la posición geográfica en la zona subtropical de altas presiones, con influencia de los vientos alisios húmedos y vientos fríos del norte durante el invierno. La precipitación pluvial anual oscila entre 400 y 1850 mm, con un valor promedio de 805 mm y desviación estándar de 260 mm. La temperatura promedio anual es de 22.4 °C con temperaturas mayores a las 40 °C en verano e inferiores a 0 °C en invierno. Los suelos de la zona corresponden a un típico vertisol de origen aluvio-coluvial.

Las áreas de estudio son: *matorral primario*, no se ha realizado aprovechamiento de especies en esta área, cuenta con gran variedad y se observan especies muertas y caídas de forma natural, desde hace 26 años es reserva natural de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, la cual tiene como objetivo la enseñanza e investigación; *mezquital secundario*, dos áreas desmontadas con maquinaria para la práctica agrícola, cultivo de maíz y sorgo de temporal, durante un periodo aproximado de 20 años, estos sitios tienen 15 y 30 años de abandono, de esta forma se presentó una regeneración natural prevaleciendo el mezquite (*Prosopis glandulosa*); pastizal, tres áreas desmontadas convertidas en pastizales con una edad de abandono de 10, 20 y 30 años, la regeneración natural fue dominada por una especie considerada invasora, el huizache (*Vachellia farnesiana*).

Para la estimación del contenido de carbono se utilizó un diseño de muestreo sistemático, en cada área se realizaron cuatro sitios de muestreo cuadrangulares de 1600 m² (40 x 40 m) dividido en cuatro cuadrantes. En el cuadrante I se midieron todos los árboles y arbustos mayores de 1 cm de diámetro (d_{0.10}). En los cuadrantes II, III y IV se evaluaron únicamente los individuos mayores de 5 cm de diámetro (d_{0.10}). Las mediciones dasométricas que se hicieron son altura total (h) y diámetro (d_{0.10}).

El contenido de carbono se obtuvo de la relación de la biomasa aérea por la concentración de carbono de las especies arbóreas y arbustivas (Ecuación 1).

$$\text{Contenido de carbono} = B * CC \quad (1)$$

donde: B = biomasa aérea (peso seco de los árboles y/o arbustos, kg), CC = concentración de carbono (%)

Para la determinación de la biomasa aérea de las especies arbóreas y arbustivas se utilizó una ecuación alométrica local (Ecuación 2) tomada de Nívar *et al.* (2004).

$$BT = (0.026884 + 0.001191D^2H + 0.044529D - 0.01516H) + (1.025041 + 0.023663D^2H - 0.17071H - 0.09615 \ln H) + (-0.43154 + 0.011037D^2H + 0.113602D + 0.307809 \ln D) \quad (2)$$

donde: BT= biomasa total aérea (kg), D= diámetro basal (cm), H= altura total (m).

La concentración de carbono fue tomada de Yerena *et al.* (2011) que recomiendan 45.4% para la biomasa aérea de las especies arbóreas y arbustivas del matorral espinoso tamaulipeco. El potencial de captura de carbono se estimó mediante la relación del contenido de carbono almacenado por hectárea del sistema entre el tiempo de abandono (Ecuación 3).

$$IMA = Y_t / t_0 \quad (3)$$

donde: IMA= incremento medio anual, Y= dimensión de la variable considerada, t₀= edad a partir del tiempo cero.

Para la conversión ha contenido de CO_{2e} (dióxido de carbono equivalente) se multiplica el contenido de carbono por 44/12 (es una relación del peso atómico de CO₂ entre el peso atómico de carbono) (IPCC, 2006).

Los resultados se sometieron a un análisis de varianza ANDEVA (con un nivel de significancia de $P \leq 0.05$) para determinar si existen efectos significativos, y cuando resulte significancia en la prueba, se procedió a realizar un análisis de comparación de medias a través de la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).

Resultados y discusión

Riqueza de especies

En el matorral primario se encontraron 21 especies, en las áreas de pastizal el número de especies fue aumentando con el tiempo de abandono, resultando: pastizal de 10, 20 y 30 años con cuatro, 12 y 15 especies respectivamente, estando la especie *Vachellia farnesiana* con mayor densidad de individuos por hectárea en las tres áreas, disminuyendo esta con la edad de abandono y a su vez dejando el restablecimiento de otras especies, comportándose como una especie agresiva en los primeros años de la sucesión ecológica. En las áreas de uso histórico de agricultura el número de especies fue aumentando con el tiempo de recuperación, resultando: mezquital de 15 con 3 especies y mezquital de 30 años con 11 especies, estando *Prosopis laevigata* con la mayor densidad de individuos por hectárea en las dos áreas.

Número de individuos por categorías diamétricas

El matorral primario es el sistema que tiene mayor número de individuos por hectárea y en las primeras tres categorías diamétricas. En el matorral primario se encontraron doce categorías diamétricas, seguido por el sistema pastizal de 30 años con siete, consecutivamente mezquital de 30 años y el pastizal de 20 años con cinco, el mezquital de 15 años con cuatro categorías, por último el pastizal de 10 años solamente con tres categorías. En todos los sistemas el mayor número de individuos se localizan en las categorías menores. Lo anterior demuestra que existe un crecimiento óptimo en diámetro a través de los años mediante la restauración pasiva post-pecuaria o agrícola.

Biomasa aérea y contenido de carbono

En el sistema matorral primario las mayores reservas de biomasa aérea y de contenido de carbono se encuentran en las categorías diamétricas 50 y 60, en el sistema mezquital de 30 años resultó en 15 y 10, en el sistema pastizal de 30 años en 15, 10 y 35, en el sistema pastizal de 20 años se presentó en 10, 20 y 15, en el sistema mezquital de 15 años en 10, pastizal de 10 años en las categorías diamétricas menores (Cuadro 1).

Cuadro 1. Biomasa aérea y contenido de carbono por categoría diamétrica

Clase diamétrica	Matorral primario		Mezquital 30 años		Pastizal 30 años		Pastizal 20 años		Mezquital 15 años		Pastizal 10 años	
	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹	MgB ha ⁻¹	MgC ha ⁻¹
5	3.01	1.37	0.86	0.39	1.78	0.81	1.85	0.84	1.57	0.71	5.33	2.42
10	2.25	1.02	13.51	6.13	3.28	1.49	4.96	2.25	9.26	4.20	2.71	1.23
15	1.77	0.80	19.04	8.64	4.04	1.83	2.54	1.15	0.49	0.22	1.05	0.48
20	0.78	0.35	6.39	2.90	1.82	0.83	4.73	2.15	0.23	0.10	-	-

Cuadro 1. Continuación

25	0.95	0.43	1.68	0.76	2.61	1.18	2.07	0.94	-	-	-	-
30	1.82	0.83	-	-	1.13	0.51	-	-	-	-	-	-
35	2.36	1.07	-	-	3.04	1.38	-	-	-	-	-	-
40	4.31	1.96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45	1.55	0.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	5.87	2.66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
55	2.85	1.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
60	4.99	2.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	32.51	14.76	41.48	18.83	17.70	8.04	16.15	7.33	11.55	5.24	9.09	4.13

El mezquital de 30 años es el sistema que resulto con los valores mayores de biomasa aérea y contenido de carbono, esto debido al tipo de geoforma en que se encuentra, valle, donde hay una mayor disponibilidad de agua, por ende mayor productividad, seguido por el matorral primario, los pastizales de 30 y 20 años, mezquital de 15 años y pastizal de 10 años. Con el análisis de varianza se determinó que existen diferencias significativas entre los contenidos de carbono de los sistemas ($P < 0.0001$). En la prueba de comparación de medias de Tukey ($\alpha = 0.05$) resulto que los sistemas mezquital de 30 años y matorral primario son estadísticamente diferente y con valores mayores al contenido de carbono de los otros sistemas; los sistemas mezquital de 15 años, pastizal de 10 y 20 años, así como mezquital de 15 años, pastizal de 20 y 30 años no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre sí (Cuadro 2), lo cual está relacionado por que en el sistema de menor tiempo de abandono hay un mayor número de individuos que en el sistema de mayor tiempo pero en este ultimo los individuos son de porte mayor en sus variables dasométricas.

Cuadro 2. Contenido de carbono (Mg ha^{-1}) en los sistemas

Sistema	Media \pm SD*	Agrupación Tukey ¹
Pastizal 10 años	4.13 \pm 1.09	a
Mezquital 15 años	5.24 \pm 0.65	a b
Pastizal 20 años	7.33 \pm 2.29	a b
Pastizal 30 años	8.03 \pm 1.76	b
Matorral primario	14.76 \pm 1.76	c
Mezquital 30 años	18.83 \pm 1.56	d

¹Letras iguales son estadísticamente similares ($P \leq 0.05$). *SD = Desviación estándar de la muestra

El valor de biomasa en el matorral primario (32.51 Mg ha^{-1}) evaluado es mayor al determinado por Nívar (2008) de 12.93 Mg ha^{-1} para el matorral espinoso tamaulipeco, de igual modo a los valores encontrados por Búrquez *et al.* (2010) en Sonora de 29.24 y 13.03 Mg ha^{-1} para el matorral de desierto y matorral espinoso respectivamente, asimismo Búrquez y Martínez-Yrizar (2011) señalan para el matorral de desierto 6.67 y 23.78 Mg ha^{-1} y para el matorral espinoso 10.57 Mg ha^{-1} ; Nívar *et al.* (2002), Nívar *et al.* (2004) y Nívar (2008) citan valores superiores para el matorral espinoso tamaulipeco, de 36.75 , 44.40 y 48.40 Mg ha^{-1} respectivamente.

El contenido de carbono en la biomasa aérea en el sistema matorral primario, resultó mayor al reportado por Nívar (2008) de $11.35 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para el mismo tipo de vegetación, he inferior a valores determinados por otros autores para diferentes tipos de vegetación y sistemas (Callo-Concha *et al.*, 2002; Lapeyre *et al.*, 2004; Callo-Concha *et al.*, 2004; Pacheco *et al.*, 2007; Ibrahim *et al.*, 2007).



El potencial de captura de carbono expresado en $\text{Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ presenta un valor mínimo de $0.27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ que equivale a $0.99 \text{ Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en el sistema pastizal de 30 años, seguido por el mezquital de 15 años con $0.35 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ que equivale a $1.29 \text{ Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, pastizal de 20 años con $0.37 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ que equivale a $1.36 \text{ Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, pastizal de 10 años con $0.41 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ equivale $1.51 \text{ Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y, se obtuvo un valor máximo de $0.63 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ equivale $2.31 \text{ Mg CO}_2\text{e ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en el mezquital de 30 años. El potencial de captura de carbono disminuye con el aumento del tiempo de abandono de los sistemas, se atribuye a que los individuos de mayor edad van adquiriendo menos crecimiento y productividad lo cual está conexo con el secuestro de carbono.

Conclusiones

Recuperar las reservas de carbono en áreas con impactos antropogénicos en el matorral espinoso tamaulipeco toma muchos años, tal como se pudo comprobar en el sistema pastizal de 30 años que alcanza solo un 56% de lo que se tenía en reservas del matorral primario, pero la recuperación del contenido de carbono en un tipo de geofoma de valle es posible, por el escurrimiento y disponibilidad del agua que son determinante en la producción de biomasa, como se pudo apreciar en el sistema mezquital de 30 años que sobrepaso el contenido de carbono que se tenía en reservas del matorral primario.

La recuperación y el desarrollo a través del tiempo de las especies arbóreas y arbustivas de manera natural en el matorral espinoso tamaulipeco, además de cumplir con la función de conservar suelos y aguas, tienen un gran potencial como almacenadoras de carbono.

Bibliografía

- Avendaño D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. Fitotecnia Mexicana 32:233-238.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO Forestry Paper 134. Rome, Italy. 55 pp.
- Brown S. 1999. Guidelines for inventorying and monitoring carbon offsets in forest-based projects. Winrock International for the World Bank. Arlington, VA, USA. 11 pp.
- Búrquez A., A. Martínez-Yrizar, S. Nuñez, T. Quintero, A. Aparicio. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: variability within and among sites using replicated plot harvesting. Journal of Arid Environments 74:1240-1247.
- Búrquez A., A. Martínez-Yrizar. 2011. Accuracy and bias on the estimation of above-ground biomass in the woody vegetation of the Sonoran Desert. Botany 89:625-633.
- Callo-Concha D., L. Krishnamurthy, J. Alegre. 2002. Secuestro de Carbono por Sistemas Agroforestales Amazónicos. Revista Chapingo: Ciencias Forestales y Medio Ambiente 8:101-106.
- Callo-Concha D., I. Rajagopal, L. Krishnamurthy. 2004. Secuestro de Carbono por Sistemas Agroforestales en Veracruz. Ciencia UANL 7:60-65
- Figuroa C., J. Etchevers, A. Velázquez, M. Acosta. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. Terra Latinoamericana 23:57-64.
- Fonseca W., J. Rey-Benayas, F. Alice. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. Forest Ecology and Management 262:1400-1408.
- Gayoso J., J. Guerra. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. Bosque 26:33-38.
- Houghton R., J. Hackler, K. Lawrence. 1999. The U.S. carbon budget: Contributions from land-use change. Science 285:574-577.
- Ibrahim M., M. Chacón, C. Cuartas, J. Naranjo, G. Ponce, P. Vega, J. Casasola, J. Rojas. 2007. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Agroforestería en las Américas 45:27-36.

- IPCC. 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Disponible en <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- IPCC. 2005. La captación y almacenamiento de dióxido de carbono. Disponible en http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srccs/srccs_spm_ts_sp.pdf.
- IPCC. 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Disponible en <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/publi/2006gl/spanish/index.html>.
- 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.
- Lin Y., C. Liu, J. Lin. 2002. Measurement of specific gravity and carbon content of important timber species in Taiwan. *Journal of Forest Science* 17:291-299.
- Návar J., E. Mendez, V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Annals of Forest Science* 59:813-821.
- Návar J., E. Mendez, J. Graciano, V. Dale, B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59:657-674.
- Návar J. 2008. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management* 3:1-6
- Ordóñez A. 1999. Captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo, Michoacán. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP. Distrito Federal, México. 72 pp.
- Pacheco C., A. Aldrete, A. Gomez, A. Fierros, V. Centina-Alcala, H. Vaquera. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de un plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 38: 251-254.
- Pagiola S., J. Bishop, N. Landell-Mills. 2002. Selling forest environmental services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan, London, UK. 299 pp.
- Peri P., M. Viola, G. Martínez. 2004. Estimación de Biomasa y secuestro de carbono en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur. Publicación Técnica Forestal 24, Convenio INTA-UNPA-CAP. Santa Cruz, Argentina. 9 pp.
- Wong J., M. Dutschke. 2003. Can permanence be insured? Consideration of some technical and practical issues of insuring carbon credits from afforestation and reforestation. HWWA Discussion Paper 235. 17 pp.
- Yerena-Yamallel J., J. Jiménez-Pérez, O. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza. 2011. Concentración de carbono en la biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17:283-291.
- Yerena J., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, E. Alanís. 2012. Concentración de carbono en el fuste de 21 especies de coníferas del noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:49-56.



1.11 Validación del modelo de cámara dinámica para la evaluación de la mineralización de carbono en suelos

Martínez-Campos Ángel R.¹; Avilés-Valdés Gonzalo¹; Vargas-Millán Idalia¹; Arteaga-Reyes Tizbe T.¹ y Franco-Maass Sergio¹

¹Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Km 14.5 Carretera Toluca-Atlacomulco, C.P. 50295, Toluca, Estado de México.

Autor para correspondencia: armartinezc@uaemex.mx

Resumen

A pesar de la importancia para determinar la contribución de la agricultura al cambio climático, los métodos de medición utilizados en la actualidad se basan en sistemas de cámaras convencionales, sin embargo aún este puede estar sujeto a errores de estimación. En el presente trabajo se realizó la comparación entre dos métodos de cámara estáticas (CE) y dinámicas (CD) para determinar el efecto de la superficie (227 cm², 198 cm² y 148 cm²) sobre la mineralización de carbono (C) en suelos de cultivo. Los ensayos de CD mostraron una correlación inversa entre la superficie y la tasa de mineralización y una diferencia del 18% entre la superficie mayor con respecto a la menor. En los ensayos de CE no se observó efecto de superficie sobre la mineralización del suelo, las tasas de respiración en CE y CEA fueron similares, siendo 20% menor que el valor logrado en los sistemas de CD.

Palabras clave: tasas de respiración, superficie, cámara convencional.

Abstract

Despite the important contribution of agriculture to climate change, because of the emission of greenhouse gases, we have only a limited understanding of its magnitude, the measurement methods used today are based on conventional static camera systems, and however these may be subject to estimation errors. In this paper, we made the comparison of two chamber methods: static adapted (SCA) and dynamic (DC) to determine the effect of the surface (227cm², 198cm² and 148cm²) on the mineralization of carbon (C) in soils. DC assays showed an inverse correlation between the surface and the mineralization rate, and a difference of 18% between the largest surface area with respect to the smaller. In SC trials no effect on mineralization surface soil respiration rates in CE and SCA were similar, being 20% less than the value achieved in DC systems.

Keywords: respiration rates, surface, static camera.

Introducción

A pesar de la importancia global de la respiración del suelo, así como la dedicación de recursos científicos para su estudio en las últimas décadas, sólo tenemos una comprensión limitada de la magnitud de la respiración del suelo, de los ecosistemas y los factores que controlan la respiración del mismo. Un factor que contribuye a nuestra comprensión limitada de la respiración del suelo es la falta de consenso sobre el método para su medición (Rustad *et al.*, 2000). Sesgos sistemáticos entre las metodologías de medición introducen diferencias de interpretación de la estimación y magnitud de la

respiración y flujo de bióxido de carbono (CO_2) dentro y fuera de los ecosistemas que va del suelo a la atmósfera (Yépez *et al.*, 2012).

Los principales factores que influyen sobre los procesos de mineralización y respiración del suelo (emisiones de CO_2), se relacionan con las prácticas y manejo del ecosistema (Turner *et al.*, 1997). En el manejo convencional del suelo con vocación forestal que se destina a la agricultura se emplean prácticas como el barbecho y la aplicación de fertilizantes que favorecen el rendimiento de cultivos, pero también alteran las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Martikainen, 1984; Chartres 1987; Priha y Smolander, 1995; Chen *et al.*, 2001).

Comúnmente se analiza la tasa de evolución de CO_2 en cámaras estáticas para evaluar la Respiración del suelo (R_s) proveniente de la mineralización del sustrato orgánico del suelo. Teóricamente el flujo de CO_2 representa una medición integrada de la respiración de raíces, respiración de la fauna del suelo y la mineralización del C. (García, *et al.*, 2003; Peña, 2004). Las cámaras dinámicas por su parte tienen la ventaja de realizar mediciones instantáneas de la concentración de CO_2 , pueden ser portátiles y automatizadas para almacenar los datos *in situ*. Por lo tanto, las mediciones de R_s con este tipo de cámaras permiten mayor rapidez, agilidad y capacidad de réplica, lo que reduce la posibilidad de error (Davidson *et al.*, 2002). En general, cualquier tipo de cámara para medir R_s se puede automatizar para realizar mediciones continuas en intervalos de tiempos cortos (minutos y segundos) teniendo así una buena resolución temporal (Savage *et al.*, 2008).

De acuerdo con estos antecedentes la comparación entre los métodos de cámara es esencial para disminuir el error en la medición de este parámetro. Existen diferentes diseños de cámara para evaluar sistema de respiración del suelo, pero se deben de considerar varios factores para mejorar su desempeño, tales como: problemas de escala, de espacio y tiempo, particularmente los problemas de escalamiento ascendente resultado de colocar cámaras pequeñas a nivel del ecosistema para representar los niveles regionales o globales y el flujo del aire dentro del sistema (Bain *et al.*, 2005). El objetivo de este trabajo fue comparar los métodos de cámara dinámica y estática para evaluar el efecto de escala y superficie en la estimación de la respiración de los suelos.

Materiales y métodos

El área de estudio pertenece a la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca que se sitúa entre los 19° 30' 65" latitud norte y 99° 55' 41" longitud oeste a una altitud de 3140 m s.n.m. El tipo de suelo es andosol húmico; la temperatura media anual es menor a los 12 °C; la precipitación media anual oscila entre 900 y 1100 mm (INEGI, 2005). Las muestras de suelo se tomaron de 9 hectáreas de cultivo de maíz, cada una compuesta de tres submuestras tomadas aleatoriamente en el campo a una profundidad de 0-20 cm, siguiendo la recomendación general para una unidad de muestreo agrícola (ICA, 1992), se colectaron en marzo-abril 2011 siguiendo el método zig-zag descrito por Paetz y Wilke (2005). Se trasladaron al laboratorio donde se separó 2 kg de cada suelo, se depositaron en charolas de secado y se tamizaron en malla 20 para los análisis fisicoquímicos, el resto se secó a la sombra para la incubación en cámara. Los valores obtenidos en la caracterización química de los suelos presentan valores referentes al pH (H_2O) de 5.9 ± 0.3 , por lo cual se clasifican entre los llamados suelos moderadamente ácidos. Se encontró un porcentaje medio de C orgánico del 6%. Presenta un porcentaje de humedad de 5.51% y 50.1 de capacidad de retención de agua (CRA).

Evaluación de la mineralización

Se utilizaron dos tipos de sistemas de cámara: CE y CD, para el primero se adaptó el método de Reyes-Reyes *et al.*, (2003). Se tomó 1 kg de suelo y se mezcló con 50 g de almidón para acelerar el

proceso metabólico de los microorganismos, se colocó en frascos de vidrio de 5 L y se ajustó el CRA a 40%. En cada uno de los frascos se colocaron dos frascos: un vaso de precipitado con capacidad de 500 ml dentro del cual se había colocado previamente 100 ml de agua destilada para mantener un ambiente húmedo y un frasco gotero que contenía 200 ml de NaOH 1N. Los frascos de 5 L se sellaron herméticamente y se almacenaron en oscuridad a temperatura ambiente ($18\text{ }^{\circ}\text{C}\pm 3$) para su incubación, los frascos fueron destapados durante 10 minutos cada tercer día para evitar anaerobiosis. Las muestras se retiraron de incubación a los 0, 1, 2, 3, 4, 7 y 14 días para evaluar la mineralización por el método de retroceso (Jenkinson y Poulson, 1976). Se incorporaron 3 frascos más con las mismas características excepto la presencia de suelo, los cuales se usaron como testigos. La cantidad de CO_2 producido se obtuvo con la fórmula de Stotzky (1965) y se expresó en mg de C- CO_2 por g^{-1} de suelo seco (ss). Con base en el C- CO_2 producido, se calculó el porcentaje de C de la materia orgánica que se mineralizó durante el tiempo de la incubación.

Para la evaluación de la mineralización de C en el sistema dinámico se adaptó el método de la EPA (EPA Users Guide, EPA 600/8-86/008) que consistió en depositar 1 kg de la muestra de suelo en frascos de vidrio de 5 L, sellados con septos de hule conectados a una línea de aire de bombeo (manguera). Se mantuvo un flujo de aire de 167 ml/min; se tomaron muestras de aire de salida en los tiempos 0, 24, 48, 72 y 96 horas. El CO_2 fue determinado al inyectar 200 μl de la muestra en el cromatógrafo de gases ISR 8610-C, con un detector de conductividad térmica (Thermal Conductivity Detector -TCD) y una columna Altech CTR1 de 6 pulgadas por 1/4, bajo las siguientes condiciones: Temperatura de inyector y horno $100\text{ }^{\circ}\text{C}$, temperatura del detector $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ y una tasa de flujo de gas acarreador de 8 ml min^{-1} (Grageda, 1999).

Efecto de la superficie en la mineralización de carbono en dos sistemas

Para medir el efecto de la superficie en la respiración de suelo se utilizaron vasos de diferente diámetro a fin de reducir la superficie efectiva del kilo de suelo. Se utilizaron los mismos sistemas de cámara descritos anteriormente.

Diseño experimental y análisis estadístico

El efecto de la superficie y tipo de sistema sobre la mineralización, fueron analizados bajo un diseño factorial 3X2. Cada tratamiento se repitió tres veces. Las diferencias significativas entre los factores se determinaron por medio de la prueba de Tukey ($P=0.05$), mediante el paquete estadístico N.C.S.S. (2000). Las curvas de mineralización de carbono fueron ajustados con el programa Sigma Plot V 11 (Systat Software, Inc.) a un modelo Sigmoidal.

Resultados y discusión

Efecto del sistema sobre la mineralización de Carbono

Los resultados del efecto del tipo de sistema (CD y CEA), sobre la mineralización indican que el CD presentó la mayor tasa de mineralización con $7351\text{ mg C-CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ ss}$ a las 48 h y fue 8 veces más alto ($p<0.05$) que la mineralización de los sistemas estáticos adaptados ($800\text{ mg C-CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ ss}$). Después de 96 h la tasa de mineralización de las CD alcanzaron valores de $10049\text{ mg C-CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ ss}$, y fue 30% mayor ($P<0.05$) que los valores de mineralización en los ensayos de los sistemas CEA ($7441\text{ mg C-CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ ss}$). Esto puede deberse a que los sistemas abiertos en ningún momento presentaron limitación de oxígeno. Dichos resultados son consistentes con los reportados por Paul y Clark (1989),

quienes encontraron que la descomposición de nutrientes es más rápida en condiciones aeróbicas; esto es, cuando los suelos tienen un flujo continuo de oxígeno a través de sus macro poros.

Efecto de la superficie sobre la mineralización de Carbono

El valor máximo de mineralización acumulada en las CD para las tres superficies ensayadas se obtuvo después de las 100 h de incubación (Figura 1). Las tasas de respiración máximas acumuladas en los ensayos de CD de 148 cm², fueron 30 y 44% más alto que los valores alcanzados en las áreas de 198 y 227 cm² respectivamente. No se observó efecto de superficie sobre la tasa media de mineralización en los ensayos de CE para ninguna de las horas evaluadas y el valor máximo (10460 mg C-CO₂ Kg⁻¹ ss), se logró después de las 168 h de incubación, este fue 20% menor que el valor alcanzado en el sistema de CD de mayor superficie (227 cm²). Los perfiles de tasa de mineralización hacen evidente que la limitación de oxígeno de los sistemas cerrados provocan reducción y retardo en la velocidad de mineralización, ya que durante las primeras 90 horas de incubación, la tasa de respiración de los sistemas dinámicos es significativamente mayor que la de los estáticos y en este último hay una fase de adaptación de prácticamente 40 h antes de iniciar la mineralización del carbono de los suelos (Figura 1).

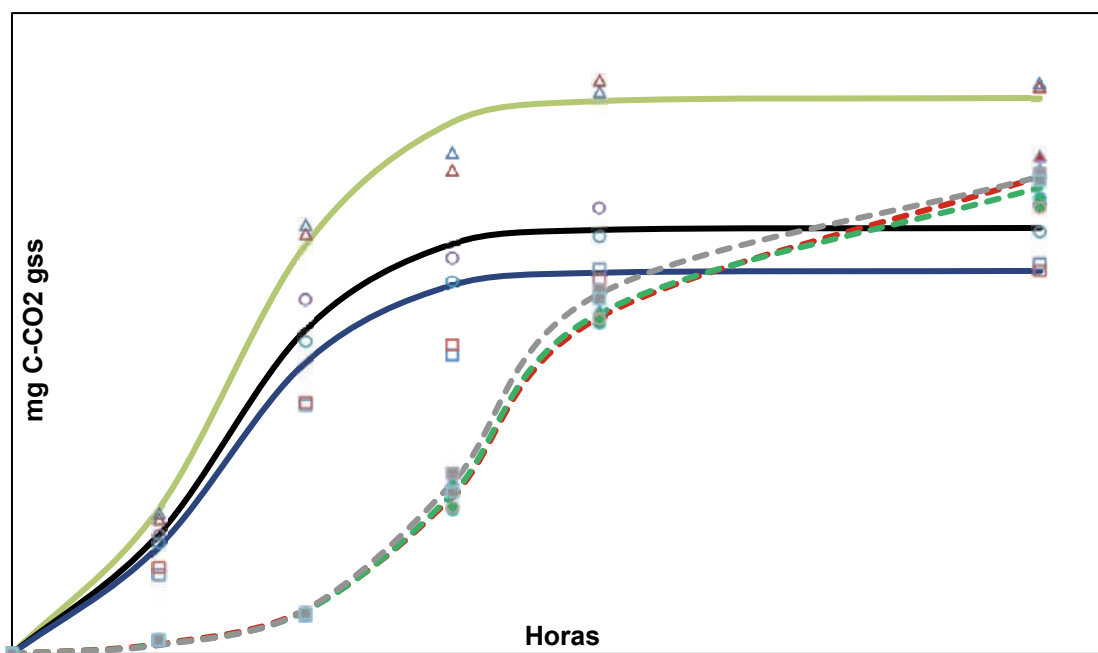


Figura 1. Tasas de mineralización acumulada en los ensayos de cámara. Cámara estática (línea discreta y marcador sólido) y cámara dinámica (línea continua y marcadores sin relleno). Superficie de 148 (▲), superficie de 198 (●), y superficie de 227 (■). Los ensayos se realizaron en cámaras de 5 L de volumen de operación, con 1 kg de suelo.

Los resultados muestran diferencias significativas ($P < 0.05$) en los valores de mineralización por efecto de la superficie, con una correlación inversa en los dos tiempos de análisis 48 h ($r = 0.986$) y 96 h ($r = 0.974$), la superficie que mineralizó la mayor cantidad de C-CO₂ kg⁻¹ ss fue la de 148 cm² y además correspondió al mayor valor de N₂ de abundancia bacteriana (3.74) y fúngica (4.32).

Efecto de superficie sobre la mineralización de carbono

Las tasas máximas medias de mineralización de carbono en los ensayos de CD se alcanzaron a las 100 h y a las 168 h en las CEA (Figura 2). Para el caso de las CE a las 628 h evaluadas sólo se alcanzó 71% de la tasa máxima de mineralización esperada por ajuste de los datos a un modelo Sigmoidal de 3 parámetros ($9530 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ ss}$), valor que se logró hasta las 1224 h (51 días). Este valor fue similar al alcanzado en las CEA (Figura 2). Lo anterior confirma que la limitación de oxígeno produce que se subestimen los valores de mineralización hasta en 20%. Tal y como lo menciona Bekku *et al.* (1995), quienes dicen que las cámaras estáticas cerradas pueden sobrestimar o subestimar las tasas de respiración del suelo. Lo anterior se debe a que la acumulación de CO_2 o H_2O en la cámara puede saturar la capacidad de absorción química (Bain *et al.*, 2005).

Así mismo los perfiles de tasa de mineralización de los sistemas de cámara estática muestran dos etapas características de mineralización, la comprendida en el intervalo de 0 a 96 h con una tasa de mineralización de $3.58 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ ss h}^{-1}$ y la del intervalo de 96 a 628 h con una tasa de $11.12 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ ss h}^{-1}$ (Figura 2). Nuestros resultados son pioneros en la comparación de las mediciones del efecto de superficie y aireación sobre las tasas de respiración de suelos.

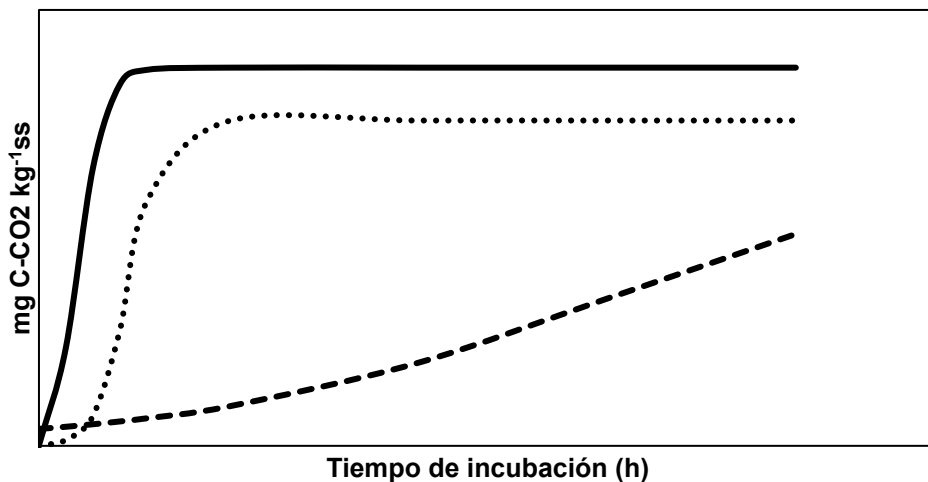


Figura 2. Tasas de mineralización acumulada en los ensayos de cámaras de 5 L. A) Cámara dinámica (línea continua —), b) cámara estática adaptada (línea punteada ···), cámara estática de 1 L (línea discreta ----). Los ensayos se realizaron con 1 kg de suelo en las cámaras de 5 L y 10 g de suelo para las cámaras estáticas. Para las cámaras dinámica y estática adaptada de 5 L se registraron datos hasta las 168 h y para la cámara convencional se tienen los registros de tasa de mineralización hasta las 628 horas. (n=9).

Conclusiones

Dado que las cámaras dinámicas presentan ventajas sobre las cámaras estáticas convencionales (CEC) y estáticas adaptadas (CEA), reduciendo el tiempo en las mediciones de las tasas de mineralización, es conveniente utilizar este método para evitar subestimaciones en las mediciones al realizar estudios en periodos cortos.

Las cámaras dinámicas permiten reducir el tiempo de análisis logrando resultados en menos de 6 días, en contraste con los 12 y 45 días requeridos por los sistemas de CEA y CEC.

Para los ensayos del presente trabajo el efecto de superficies sobre la tasa de mineralización, fue 20% diferente entre las superficies después de 48 h y hasta 10% diferentes al tiempo de 96 h. Esto es

un indicativo de la importancia de las unidades en que deben reportarse los resultados de mineralización.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Autónoma del Estado de México por financiar este trabajo, bajo el proyecto de investigación UAEMEX: 2515/2007U.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada a los estudiantes Gonzalo Avilés Valdés e Idalia Vargas Millán para la realización de sus estudios de maestría, durante el período 2010-2012.

Bibliografía

- Bain W. G., L. Hutrya, D. C. Patterson, A. V. Bright, B. C. Daube, J. W. Munger, S. C. Wofsy. 2005. Wind-induced error in the measurement of soil respiration using closed dynamic chambers. *Agricultural and Forest Meteorology* 131:225-232.
- Bekku Y., H. Koizumi, T. Nakadai, and H. Iwaki. 1995. Measurement of soil respiration using closed chamber method: An IRGA technique. *Ecological Research* 10:369-373.
- Chartres C. 1987. Australian's land resources at risk. En: A. Chisholm, and R. Dumsday (eds.). *Land degradation problems and policies*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 7-26.
- Chen S. K., C. A. Edwards, S. Subler. 2001. A microcosm approach for evaluating the effects of the fungicides benomyl and captan on soil ecological processes and plant growth. *Appl. Soil Ecology* 18:69-82
- Davidson E. A., K. Savage, L. Verchot, R. Navarro. 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology* 113:21-37.
- García C., F. Gil-Sotres, T. Hernández, C. Trasar-Cepeda. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi-Prensa, Madrid. 371 pp.
- Grageda C. O. A. 1999. La fertilización nitrogenada en el bajío guanajuatense como fuente potencial de contaminantes ambientales. Tesis de Doctorado. CINVESTAV, Irapuato, Guanajuato, México.
- ICA. 1992. Fertilización en diversos cultivos. Quinta aproximación. Produmedios, Santafé de Bogotá.
- INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie 3 (continuo nacional). Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Dirección General de Geografía, Aguascalientes.
- Jenkinson D. S., D. S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil I. Fumigation with chloroform, *Soil Biology and Biochemistry* 8:167-77.
- Martikainen P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils alter different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16:577-582.
- Paetz A., B. M. Wilke. 2005. Soil sampling and storage. En: *Manual of soil analysis – Monitoring and assessing soil bioremediation*. R. Margesin y F. Schinner (Eds). Springer-Verlag, Berlín. pp. 1-45.
- Paul E. A., F. E. Clark. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academic press Inc. 273 pp.
- Peña W. 2004. Los suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Índice bioquímico y metales. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela y CSIC, España.
- Priha O., A. Smolander. 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forest. *Soil Biology and Biochemistry* 27:305-310.
- Reyes-Reyes B. G., E. Zamora-Villafranco, M. L. Reyes-Reyes, J.T. Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal, L. Dendooven. 2003. Descomposición of leaves of huisache (*Acacia schaffneri*) and mesquite (*Prosopis* spp.) in soil of the central higlands of México. *Plant and soil* 256:359-370.
- Rustad L. E., T. G. Huntington, R. D. Boone. 2000. Controls on soil respiration: implications for climate change. *Biogeochemistry* 48:1-6.
- Savage K., E. A. Davidson, A. D. Richardson. 2008. A conceptual and practical approach to data quality and analysis procedures for high-frequency soil respiration measurements. *Functional Ecology* 22:1000-1007.
- Turner J, S. R. Colwell, S. A. Harangozo. 1997. Variability of precipitation over the coastal western Antarctic Peninsula from synoptic observations. *Journal of Geophysical Research* 102:13999-14007.
- Yépez A., A. Cueva-Rodríguez, J. Garatuza-Payán, C. Watts, J. Rodríguez. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30:327-336.



1.12 Captura de carbono en ecosistemas de pastizales semiáridos del Altiplano del norte de México

Hernández-Gómez Miguel Á.¹; Pando-Moreno Marisela¹; Mata-González Ricardo² y Jiménez-Pérez Javier¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Km. 145 Carretera Nacional Linares-Cd. Victoria, C.P. 41, 67700, Linares, Nuevo León, México. Autor para correspondencia: ochoa35000@hotmail.com

²Department of Animal and Rangeland Sciences, Oregon State University, 120 Withycombe Hall, OSU, Corvallis, OR 97331 EUA.

Resumen

El objetivo de este estudio fue determinar la acumulación de C en pastizales sujetos a pastoreo y excluidos al pastoreo por 6 años. Para ello se determinó la cantidad de C en la vegetación y suelo. Se colectó trimestralmente la vegetación por dos años para determinar la biomasa aérea por unidad de superficie. Al final del experimento se extrajeron plantas para determinar la proporción de biomasa aérea y raíz y se muestreó el suelo para determinaciones de C orgánico en el laboratorio. Las áreas de estudio fueron El Salado en el norte de San Luis Potosí y La Soledad en el sur de Nuevo León. Se obtuvo una alta acumulación de C de biomasa aérea en áreas excluidas (323 kg ha^{-1}) comparada con áreas no excluidas (141 kg ha^{-1}), pero solo en una de las áreas de estudio (El Salado). En la otra área de estudio (La Soledad) no se presentaron diferencias debido al pastoreo. Esto nos permite concluir que diferencias en la presión de pastoreo son definitivamente importantes en la determinación de la acumulación de C. Nuestras áreas de estudio son capaces de almacenar altas concentraciones de C en el suelo (entre $30\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ y $50\,000 \text{ kg ha}^{-1}$). Estos niveles de acumulación son más altos que otras zonas áridas reportadas. Los factores responsables de esta alta acumulación se deben estudiar más a detalle.

Palabras clave: biomasa aérea, biomasa radicular, COS, áreas excluidas, pastizal gipsófilo.

Abstract

The objective of this study was to determine C accrual on semiarid rangelands under grazing and grazing exclusion for six years. The amount of C in vegetation and soil was determined. Vegetation was sampled every three months for two years to determine aerial biomass by unit of surface. At the end of the experiment, representative plants were collected to determine the proportion of aerial biomass and root biomass. Also at the end of the experiment of two years soil samples were collected to determine organic C in the laboratory. The areas of study were El Salado, located on the north part of the state of San Luis Potosi, and La Soledad, located in the south of the state of Nuevo Leon. A high C accrual from aerial biomass was obtained from areas excluded to grazing (323 kg ha^{-1}) compared to areas under grazing (141 kg ha^{-1}), but only in one of the areas or study (El Salado). On the other study area (La Soledad) grazing did not produce differences in C accrual. Thus, we conclude that differences in grazing pressure are definitely important in determinations of C sequestration. Our study areas can accumulate high amounts of soil C (between $30\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ and $50\,000 \text{ kg ha}^{-1}$). These amounts are higher than some others reported in arid locations. The factors responsible for this high C accumulation should be further studied.

Key words: excluded, carbon, COS, root, soil.

Introducción

Está claro que al menos a partir de la revolución industrial la concentración de carbono (C) en la atmósfera ha venido en aumento, repercutiendo en un rápido incremento en el efecto invernadero (Vitousek, 1994). La reducción de las emisiones de bióxido de carbono (CO₂) alrededor del mundo es una meta cada vez más atractiva en la sociedad global y existen opciones múltiples para lograr esta meta. Una opción es el incremento en la capacidad de producción de energía por vías renovables. Sin embargo, esta es una opción a largo plazo. En el corto y mediano plazo, paralelo al aumento en energía renovable, se debe considerar la opción de promover la acumulación de C en el suelo a fin de contrarrestar y disminuir el efecto invernadero (Steiguer *et al.*, 2008). Sin embargo, la falta de conocimiento, la poca consideración técnica sobre los servicios que los recursos naturales proveen y particularmente sobre la acumulación de C, limitan su apreciación y uso. Este trabajo se desarrolló para generar información relacionada a la captura de C en pastizales de ecosistemas semiáridos del altiplano del norte de México. Los pastizales de zonas áridas han sido históricamente poco considerados en los mecanismos internacionales de mercado de carbono por considerarse de poca importancia cuantitativa (Lal, 2004; Ingram *et al.*, 2008). Sin embargo, el hecho de que los pastizales de zonas áridas están ampliamente distribuidos en todo el mundo les otorga una importancia mayor. Los pastizales y tierras silvestres (rangelands) ocupan aproximadamente el 50% del área terrestre mundial y acumulan más de una tercera parte del mundo en reservas de biomasa aérea, de raíz, y de suelo (Ingram *et al.*, 2008). Aunque los bosques acumulan una gran cantidad de C como biomasa aérea, la ventaja de los pastizales es la acumulación en la raíz y el suelo debido a que los pastos y herbáceas tienen sistemas radiculares más dinámicos (Sharrow y Syed, 2004). Estudios de acumulación de C en praderas y pastizales en comparación con plantaciones arbóreas han mostrado que la acumulación total de C es similar en estas dos condiciones a pesar de la gran acumulación de biomasa aérea de los árboles (Lugo y Brown 1993; Corre *et al.*, 2000; Sharrow y Syed, 2004). Las tierras de pastoreo degradadas pueden secuestrar C si la entrada de materia orgánica en el suelo y una reducción de la descomposición de la materia orgánica se promueven a través de prácticas de manejo adecuadas. Estas prácticas adecuadas de manejo incluyen un control de la presión de pastoreo (Ingram *et al.*, 2008). Este trabajo intenta contribuir al conocimiento de los servicios ambientales que las tierras de pastoreo de pastizales semiáridos proveen, evaluando la captura de carbono en biomasa aérea, biomasa radicular y C orgánico del suelo. Las determinaciones se realizaron en áreas bajo condiciones de pastoreo y en áreas con seis años de exclusión de ganado doméstico bajo la hipótesis de que las áreas excluidas al pastoreo presentan mayores tasas de captura de C que las áreas sin exclusión.

Materiales y métodos

Descripción y ubicación del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en ecosistemas de pastizales semiáridos del altiplano en el norte de México (Figura 1), con subtipo climático seco-templado, BS0kx', con escasa precipitación todo el año y verano cálido. Dos áreas fueron seleccionadas para el estudio: i) El Salado, Municipio de Vanegas, San Luis Potosí, con una elevación media de 1706 m s.n.m. y una extensión aproximada de 52 975.5356 ha y ii) La Soledad, en el Municipio de Galeana, Nuevo León, con elevación promedio de 1865 m s.n.m. ocupando una extensión aproximada de 14 361.5552 ha. En El Salado se establecieron tres áreas de estudio incluyendo exclusiones. En La Soledad se establecieron dos áreas de estudio con exclusiones de 50 m². El tipo de pastizal de estas regiones es halófilo/gipsófilo, cuya distribución está ampliamente determinada por las características del suelo. Estos pastizales son característicos de suelos

con pre dominancia en yeso, ya sea acumulado en el substrato en forma de cristales o presente en la superficie (Ávalos, 1998). Los suelos predominantes en casi toda el área ocupada por pastizales son: Solonchak y Xerosol para los estados de Nuevo León y San Luis Potosí (Estrada, 2010).

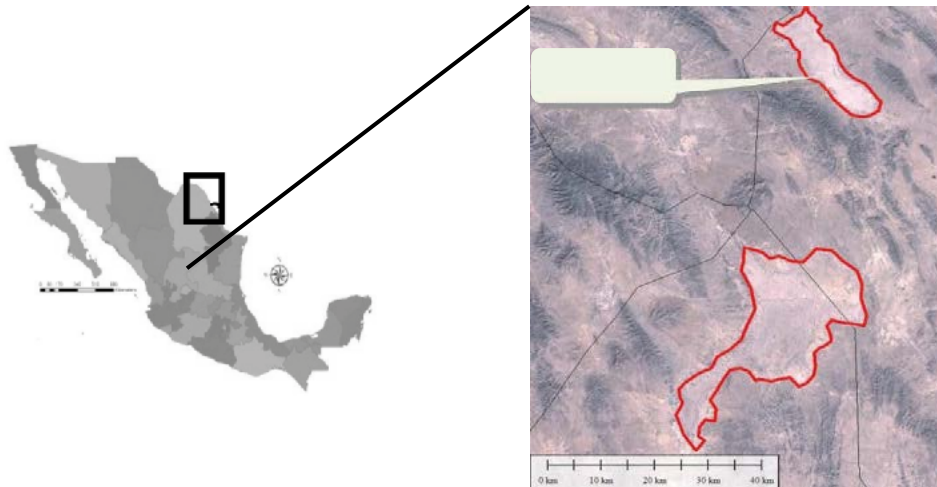


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

Determinaciones en Plantas

En cada área de estudio se evaluaron dos tratamientos: (1) exclusión al pastoreo de especies domésticas (EX), y (2) pastoreo libre (LEX). La cobertura vegetal total y por especie se determinó mediante 24 transectos Canfield, 12 en la soledad y 12 en El Salado y seis en cada tratamiento de 30 metros con registro a cada 50 cm.

La biomasa aérea se determinó mediante cortes de vegetación a un centímetro aproximadamente sobre el nivel de suelo en 240 parcelas de 1 m², de las cuales 144 parcelas fueron en la zona El Salado y 96 en La Soledad. El periodo de muestreo fue trimestral del mes de abril de 2011 al mes de marzo del 2013. Las muestras de vegetación fueron secadas y pesadas para determinar su biomasa, posteriormente se pasaron por un molino pulverizador y se depositaron en bolsas con su identificación.

El contenido de C se determinó en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL con equipo analítico Solids TOC Analyzer mediante combustión. Los gases producto de la combustión son medidos a través de un detector de infrarrojo no dispersivo que contabiliza las moléculas de carbono contenidas en estos gases.

La biomasa radicular es una de las variables pocas veces estimada en las determinaciones de captura de carbono en los ecosistemas y en el caso de los pastizales semiáridos, puede ser el principal punto de acumulación de carbono. Para estimar la biomasa radicular, se hicieron colectas de las especies dominantes en El Salado y La Soledad. El número de individuos varió entre 5 y 15 para las diferentes especies. Los individuos fueron colectados con cuidado para extraer en buenas condiciones el sistema radicular y se determinó la biomasa aérea y de raíz en seco.

Determinaciones en suelo

En cada tratamiento área se colectaron 5 muestras de suelo de 0-30 cm y 5 muestras de 30-60 cm de profundidad para la determinación del contenido de carbono orgánico en el suelo de cada tratamiento. Estos análisis se realizaron en el laboratorio de suelos de la FCF-UANL mediante el método de

combustión húmeda y titulación según Walkley/Black (modificado) que consiste en la digestión de la materia húmeda con ácido sulfúrico concentrado, oxidación del carbono con dicromato de Potasio 0.07 M y titulación del exceso de dicromato con sulfato ferroso 0.2 M. A partir de los valores obtenidos en el laboratorio, se calculó el contenido de carbono por hectárea en función de la densidad aparente y profundidad del suelo.

Resultados

Biomasa aérea en El Salado

La variación en la biomasa de El Salado a través del tiempo se muestra en la Figura 2. Se observa que al principio del periodo de estudio en los sitios con exclusión la producción de biomasa aérea fue relativamente alta ($>100 \text{ g m}^{-2}$) con diferencia significativa comparativamente con los sitios no excluidos. Después de junio hubo una marcada disminución en biomasa hasta por 12 meses donde se encuentra su nivel más bajo (40 g m^{-2}). Después de mayo del 2012 se presenta una ligera recuperación (52 g m^{-2}) en la producción. Este comportamiento fue similar en sitios sin exclusión pero con valores significativamente menores a través de todos los muestreos. La variación en producción pareció estar relacionada a la precipitación del área.

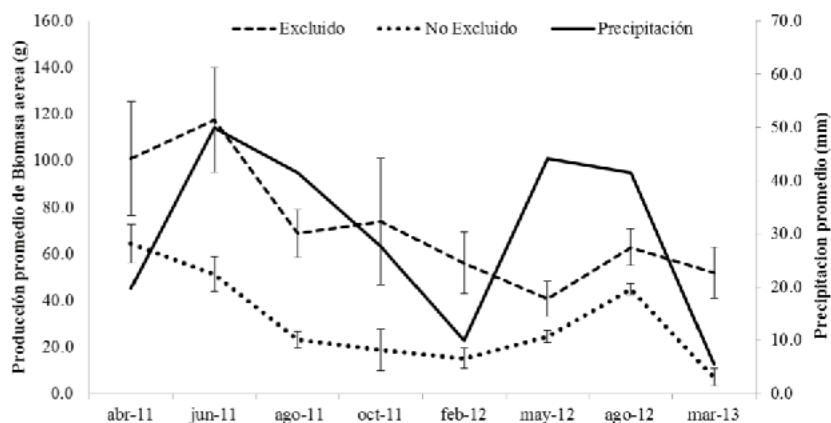


Figura 2. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de El Salado. Las barras corresponden al error típico de la media

Biomasa aérea en La Soledad

En la Figura 3, se observan algunas variaciones ligeras en la producción de biomasa de los sitios con exclusión en La Soledad, la producción de biomasa aérea fue relativamente alta (60 g m^{-2}) en el mes de Agosto del 2011 que fue el valor más alto en todo el periodo del estudio y para ambos tratamientos, se observó una disminución en la productividad durante los próximos seis meses. En general la producción de biomasa en la Soledad fue menor que en El Salado. Otra diferencia entre estos sitios fue que en La Soledad los tratamientos de exclusión y no exclusión presentaron pocas diferencias en producción de biomasa.

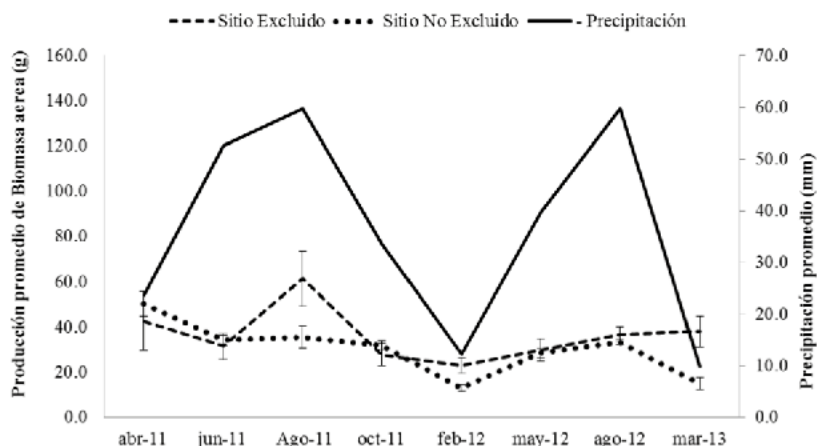


Figura 3. Variaciones en la producción de biomasa en las áreas de La Soledad. Las barras corresponden al Error típico de la media.

Carbono en Biomasa Aérea

El porcentaje de C en biomasa fue determinado de muestras de las diferente localidades. En La Soledad el promedio de la concentración de C fue 45.3% y en El Salado fue 43.8%. La captura de C en biomasa aérea en El Salado fue mayor en los sitios excluidos que los sitios no excluidos en El Salado pero no en La Soledad (Figura 4).

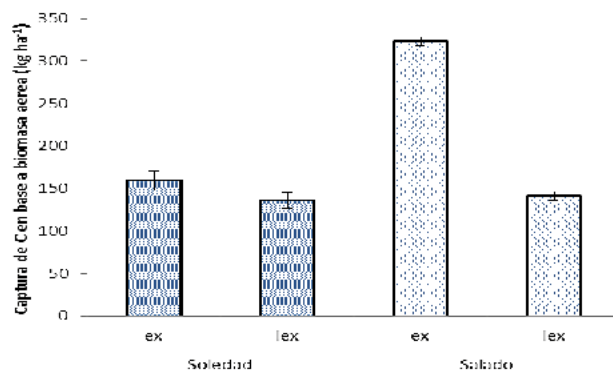


Figura 4. Captura de carbono en función a la producción promedio de biomasa aérea en sitios excluidos (ex) y no excluidos (lex) en el Salado y La Soledad. Las barras de error corresponden al error típico de la media.

Biomasa Radicular

Se observó (Cuadro 1) que en algunas de las especies con una razón PBRBA alcanzaron valores menores a la unidad, sin embargo otras destacan por su importancia en su PBRBA como: *Frankenia gipsofila* (2.27), *Bouteloua chaseii* (2.06), *Dalea gipsofila* (1.95), *Eneapogon desvauxii* (0.99), Basado en el número de individuos de cada especie registrados en campo con la técnica de la línea de Canfield en cada tratamiento con exclusión (ex) y no excluidos (lex) se estimó la cobertura promedio por especie. Posteriormente se estimó la proporción existente entre la biomasa aérea y la raíz por especie y tratamiento observándose que en El Salado es (0.63) para los sitios excluidos y (0.62) para los sitios no excluidos mientras que para La Soledad fue de (0.29) para los sitios no excluidos y (0.26) para los sitios no excluidos, con esta proporción se convirtieron los datos de biomasa aérea a biomasa de raíz en

cada fecha de muestro y en cada tratamiento, resultando que en El Salado se obtuvieron ($133.556 \pm 24.070 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios excluidos y ($33.405 \pm 9.341 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios no excluidos mientras que para La Soledad ($21.301 \pm 4.148 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios excluidos y ($14.288 \pm 2.954 \text{ kg ha}^{-1}$) para los sitios no excluidos.

Cuadro 1. Estimación de la proporción entre peso promedio de biomasa aérea y radicular (PBRBA) de especies importantes en el área de estudio. P-perenne; A-anual

Especie	T	PBRBA
<i>Frankenia gipsofila</i>	P	2.27
<i>Bouteloua chaseii</i>	p	2.06
<i>Atriplex acanthocarpa</i> (Torr.)	P	1.95
<i>Bouteloua gracilis</i> (Willd)	p	0.99
<i>Tiquilia canescens</i> (DC.)	P	0.97
<i>Machaeranthera canescens</i> (P.)	P	0.76
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth)	P	0.60
<i>Lepidium virginicum</i> L.	A	0.52
<i>Enneapogon desvauxii</i> Desv.	P	0.51
<i>Gaura coccinea</i> Nutt.	P	0.49
<i>Zinnia acerosa</i> (DC.) A. Gray	P	0.45

Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS)

En la Figura 5 se observa que la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo, a una profundidad de 0-30 cm, fue igual ($P= 0.685$) en las dos zonas, mientras que las muestras extraídas a una profundidad de 30-60 cm, tuvieron mayor contenido de carbono orgánico en El Salado que en La Soledad ($P= 0.0287$). Esto pudiera deberse, al menos parcialmente, a la mayor cantidad de biomasa producida en esa zona y que se ha ido acumulando más allá de los primeros 30 cm de suelo.

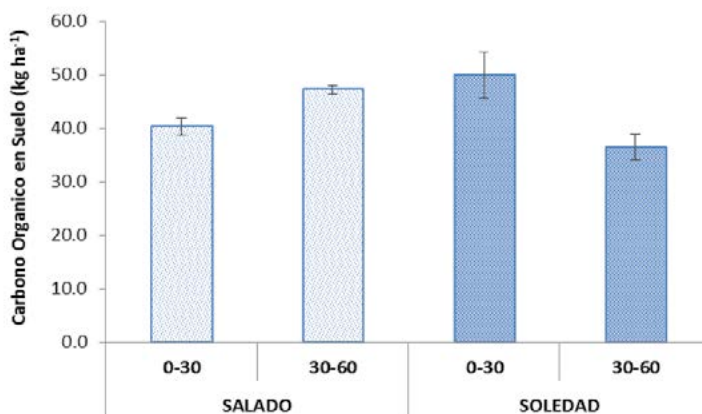


Figura 5. Valores promedio de Carbono Orgánico en Suelo (COS) para las dos zonas y los diferentes tratamientos. Las barras de error corresponden al error típico de la media.

Carbono total

En general, se observan diferencias significativas en el contenido de carbono entre los diferentes componentes de la biomasa tanto en la parte superior (biomasa aérea) como en la parte subterránea de

las plantas (Cuadro 2). Se encontró que las plantas colectadas en los sitios excluidos en El Salado tienen mayor producción biomasa que las encontradas en los sitios no excluidos, la biomasa en la raíz en sitios excluidos que altamente significativa en relación con los sitios no excluidos y que en ambos tratamientos en La Soledad.

Cuadro 2. Resumen general de la captura de carbono en los diferentes estratos y tratamientos estudiados en el ecosistema de pastizales (kg ha^{-1})

Estrato	Salado				Soledad			
	<i>Excluido</i>		<i>No Excluido</i>		<i>Excluido</i>		<i>No Excluido</i>	
Biomasa aérea	323.3	(56.0)	141.0	(13.0)	160.0	(14.0)	136.0	(16.0)
Biomasa de raíz	93.0	(16.0)	40.3	(3.2)	46.0	(4.0)	39.5	(4.7)
Carbono orgánico en suelo (0-30)	44,730	(1,537)	42,274	(3,830)	51,451	(2,007)	48,434	(4,122)
Carbono orgánico en suelo (30-60)	54,772	(4,422)	53,544	(2,763)	42,150	(2,395)	30,656	(2,100)

Los datos para el análisis estadístico corresponden al error típico de la media.

El Cuadro 2 muestra que el suelo es un gran almacén de C en estas áreas.

Discusión

Generalmente, la estimación del C almacenado en la biomasa se calcula aceptando que el contenido de C total corresponde al 50% del peso de la biomasa seca (IPCC, 1996). Para el caso de los pastizales desérticos del altiplano debería considerarse valores específicos por tipo vegetación, ya que encontramos valores promedios de 45.3% para La Soledad y 43.8% para El Salado.

La hipótesis de este estudio fue que el tratamiento de exclusión al pastoreo produciría mayores cantidades de biomasa y por lo tanto mayor acumulación de C que el tratamiento de no exclusión. Esto se cumplió en solo una de las áreas de estudio (El Salado) a pesar de que la precipitación fue similar. La presión de pastoreo no fue evaluada de forma precisa y entonces es posible que el ganado haya tenido un efecto diferencial en el consumo de forraje. Otros autores han reportado que la presión de pastoreo es definitivamente un factor a considerar en la acumulación de C en agostaderos. Por ejemplo, Ingram *et al.* (2008) reportaron que una presión de pastoreo moderada a largo plazo puede incluso incrementar la acumulación de C en agostaderos semiáridos con respecto a la exclusión total del pastoreo. Esto ha sido también observado por otros autores (Schuman *et al.*, 2002), quienes también reportaron que una presión excesiva de pastoreo claramente tiende a disminuir la acumulación de C en las áreas semiáridas. El control de la presión de pastoreo es una herramienta fundamental para definir el potencial benéfico de los servicios ambientales en agostaderos semiáridos. El ganado doméstico puede significar un factor de deterioro en los agostaderos, pero solo si no es controlado. Un manejo adecuado del pastoreo es necesario para lograr la sostenibilidad en el recurso.

La acumulación de C en el suelo puede ser de gran importancia aun en áreas donde la producción de biomasa no es tan substancial. En nuestra área de estudio se determinó una concentración de C de entre $30\,000\text{ kg ha}^{-1}$ y $50\,000\text{ kg ha}^{-1}$. En otras áreas con suelos áridos la acumulación se ha reportado de un promedio de $38\,000\text{ kg ha}^{-1}$ (Lal, 2004).

Conclusiones

Los pastizales desérticos del altiplano en el noreste de México han sido ignorados y explotados de manera irracional durante mucho tiempo por considerarse un recurso natural renovable y de bajo costo. En condiciones de aridez las especies presentes se han adaptado eficientemente a la escasez de humedad, bajos índices de precipitación y a las variaciones extremas de la temperatura. Los sitios

evaluados presentaron alta capacidad de captura de C principalmente en el suelo. La determinación de los factores responsables por esta alta concentración requiere de estudios más detallados. Nuestros resultados confirman que el control sobre la presión de pastoreo es esencial para determinar el potencial benéfico de los servicios ambientales y la sustentabilidad de los agostaderos en zonas áridas y semiáridas. Entonces se propone replantear los sistemas productivos y establecer estrategia que incluya el manejo productivo dentro de los planes de conservación de los recursos naturales que den sentido a la valoración y aprovechamiento de los beneficios y servicios ambientales del ecosistema.

Bibliografía

- Ávalos M. M. L. 1998. Productividad y bromatología del pastizal gipsófilo en el Ejido el Tokio, Galeana, Nuevo León. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Corre M. D., R. R. Shnabel, J. A. Shaffer. 2000. Evaluation of Soil organic carbon under forest, cool-season grasses and warm-season grasses in the northeastern U.S. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1531-1539.
- Estrada. 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus* M.): diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:401- 416, 2010
- Ingram L. J., P. D. Stahl, G. E. Schuman, J. S. Buyer, G. S. Vance, G. K. Ganjegunte, J. M. Welker, J. D. Derner. 2008. Grazing Impacts on Soil Carbon and Microbial Communities in a Mixed-Grass Ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 72:939-948.
- IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the 12th Session of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Reference Manual and Workbook of the IPCC 1996 Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Mexico City.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lugo A. E., S. Brown. 1993. Management of tropical soils sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant and soil* 149: 27-41.
- Sharrow S. H., I. Syed. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60:123-130.
- Schuman G. E., H. H. Janzen, J. E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental pollution* 116:391-396.
- Steiguer de, J. E., J. R. Brown, J. Thorpe. 2008. Contributing to the mitigation of climate change using rangeland management. *Rangelands* 30:7-11.
- Vitousek P. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75:1861-1876.



1.13 Inóculos líquidos de microorganismos nativos en la mineralización del C orgánico

Mendoza-Sánchez Saúl¹; Zepeda-Hernández Andrés¹; Payán-Zelaya Fidel¹ y Nava-Rodríguez Verónica¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Delegación Coyoacán, C.P. 04960.
Autor para correspondencia: fpayan@correo.xoc.uam.mx

Resumen

Con el objetivo de evaluar la respuesta de la aplicación de caldos nutritivos microbianos de diferente procedencia en el suelo, se condujo un experimento en condiciones semicontroladas (macetas). Se comparó la respuesta en producción de dióxido de carbono (CO₂), en macetas tratadas con caldos nutritivos microbianos de seis diferentes localidades. Los resultados mostraron que los indicadores relacionados con la producción de CO₂ respondieron positivamente a la aplicación de follaje de *Erythrina poeppigiana*. Sin embargo sólo algunos caldos nutritivos microbianos mostraron diferencias significativas en las variables evaluadas, y ninguno resultó superior a los resultados obtenidos con el tratamiento control sin el uso de inóculos microbianos. Los resultados señalan la necesidad de mayor investigación sobre dosis y frecuencia de aplicación y resaltan la utilidad del método utilizado para encontrar diferencias en el impacto de diferentes inóculos.

Palabras clave: descomposición de hojas de colorín (*Erythrina poeppigiana*), liberación de C orgánico.

Introducción

El estudio de los microorganismos durante la descomposición controlada de residuos vegetales es de gran importancia. El interés agronómico en la actividad microbiana se debe a su potencial para reciclar los nutrientes, mejorar la nutrición de las plantas y disminuir o sustituir la aplicación de fertilizantes de origen industrial (Alarcón *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2001). Algunos estudios han resaltado el papel de estos microorganismos en el proceso de aceleración de descomposición de materia orgánica, Shintani y Tabora (2000) aceleraron la descomposición de residuos de banano utilizando una mezcla de inóculos microbianos. Velikonja *et al.* (2003) usaron otra mezcla microbiana para acelerar la descomposición de residuos vegetales urbanos con una ganancia de 28% en la mineralización del C en comparación con testigos no tratados. Se ha sugerido por otro lado, la posibilidad de utilizar las poblaciones microbianas como reservorios vivientes de nutrientes (Gunapala y Scow, 1998; Srivastava y Lal, 1994) mejorando así el aprovechamiento de los residuos vegetales por los cultivos.

Los objetivos centrales de este trabajo fueron analizar los efectos de mezclas microbianas de cepas nativas añadidas a los residuos de poda de *Erythrina poeppigiana* (colorín) sobre la producción de dióxido de carbono (CO₂) de los residuos de poda con y sin adición de mezclas microbianas y, estudiar la sensibilidad del método utilizado para detectar diferencias significativas entre distintas procedencias de cepas microbianas.

Materiales y métodos

Experimento de invernadero

Se realizó un diseño completamente al azar con siete tratamientos y un control con cinco repeticiones. Los tratamientos se describen en el Cuadro 1, cada unidad experimental se constituyó por una maceta de un kilogramo de capacidad. Se cortaron hojas de colorín de 1 cm². Para la preparación del sustrato para las macetas se tomaron 40 kg de suelo del campo experimental “Las Ánimas” en Tulyehualco D.F.; de una capa comprendida entre 10 - 20 cm de profundidad, se homogenizó con una tolva mezcladora, se secó al sol durante una semana y por último se dejó en un lugar sombreado durante un mes, para estabilizar la actividad microbiana del suelo.

Para cada unidad experimental por tratamiento, se colocó un círculo de periódico en la base de la maceta, se vertió 1 kg de suelo y 26 g de cuadros de hoja de colorín, previamente homogenizados (8 g de materia seca) y se asperjó una dilución microbiana (195 ml de agua destilada y 5 ml de caldo microbiano). Antes de usar el caldo microbiano se agitó vigorosamente. El experimento fue conducido bajo invernadero durante 60 días.

Cuadro 1. Descripción de los tratamientos

Descripción del tratamiento	Abreviatura del tratamiento
Suelo testigo	TO
Suelo + Hojas de Colorín (HC)	T1
Suelo + HC + caldo sin microbios	T2
Suelo + Caldo con macerado de HC + HC	T3
Suelo + HC + caldo con microbios parque Coyotes	T4
Suelo + HC + caldo con microbios Amecameca	T5
Suelo + HC + caldo con microbios compostero CIBAC	T6
Suelo + HC + caldo con microbios Axolot	T7

Se realizó un monitoreo del C orgánico liberado por maceta al cuarto día de la siembra; la producción de CO₂ se midió con un aparato PPSystems con monitor ambiental de gas EGM-4 y una cámara de respiración de suelo SRC-1, se colocó la cámara de análisis sobre la superficie de cada maceta. Los datos del experimento en invernadero fueron analizados para cada una de las fechas de medición, utilizando ANDEVA en un diseño completamente al azar de siete tratamientos con cinco repeticiones. Los datos de respiración fueron analizados y cuando se detectaron diferencias significativas se aplicó una prueba de comparación de medias de Tuckey GLM procedure (SAS Institute, 1999).

Resultados

En cuanto a la producción de CO₂ se observó que a los tres días de iniciado el experimento, los tratamientos T3 y T2 fueron superiores a los tratamientos T6 y T1 y al testigo, todos los demás tratamientos no mostraron diferencias (Figura 1). Es de notar que ningún tratamiento con inóculo microbiano superó la producción del testigo operativo (T3) consistente en tierra + hojas + caldo nutritivo sin inóculo.

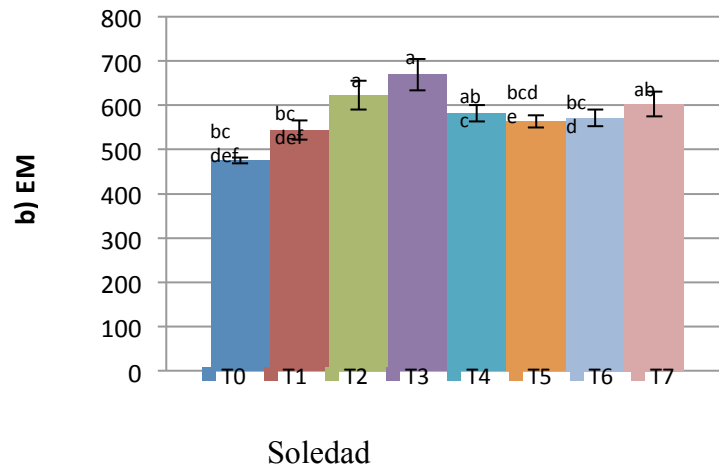


Figura 1. Producción de CO₂ respecto a los diferentes tratamientos de descomposición de hojas de *E. poeppigiana*. Letras iguales entre las columnas indican que no hay diferencias significativas entre los valores correspondientes.

Discusión

La actividad microbiana del suelo puede ser estimada indirectamente en la determinación de la respiración basal. Esta consiste en determinar la producción de oxígeno (O₂) en el medio o bien la concentración de CO₂ desprendido (función de la actividad biológica y del contenido del suelo en carbono orgánico fácilmente mineralizable), mediante la técnica de incubación estática que captura el producto de mineralización en una solución alcalina durante un periodo de tiempo bajo condiciones ambientales óptimas (Alef y Nannipieri, 1995; García *et al.*, 2003). Comúnmente se analiza la tasa de evolución de CO₂ proveniente de la mineralización del sustrato orgánico del suelo.

El flujo de CO₂ teóricamente representa una medición integrada de la respiración de raíces, respiración de la fauna del suelo y la mineralización del carbono desde las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo y del mantillo. Las mediciones también proveen una indicación sensitiva de la respuesta de la actividad microbiana a variaciones de temperatura y humedad, los efectos de humedecimiento–secado, la aplicación de agroquímicos o elementos metálicos, la exudación de sustancias supresoras y el manejo del medio, o como en este caso, la adición de materiales ricos en C y N (García *et al.*, 2003; Peña, 2004).

En este experimento fue posible observar el efecto tanto de la adición de residuos vegetales en la producción de CO₂ como de los inóculos entre sí, pero la producción de los tratamientos con inóculo no superó al tratamiento que sólo contenía nutrientes agua y residuos sin inóculo, lo cual deja en entredicho la efectividad de la adición líquida de microbios para incrementar los flujos de CO₂. Sin embargo en el caso del tratamiento uno con un inóculo proveniente de hojarasca de colorín invadida por hongos, los niveles fueron estadísticamente similares, por lo que nuevos experimentos con dosis y frecuencias controladas deben manejarse.

La sensibilidad de la medición de CO₂ a la adición de inóculos microbianos es congruente con lo observado por Payan *et al.* (2012), en un experimento en que se midió el CO₂ después de la aspersión de microorganismos descomponedores a fracciones aisladas de la materia orgánica del suelo.

Conclusiones

El método diseñado es útil para observar diferencias significativas entre diferentes procedencias de los inóculos microbianos. Sin embargo es necesario continuar la investigación en cuanto a dosis y frecuencias de aplicación, buscando que los inóculos produzcan mayores tasas de descomposición y correlacionar éstas con tasas de crecimiento.

Bibliografía

- Alarcón A., T. Frederick, Jr. T. Davies, J. N. Egilla, A. Fox, A. Estrada-Luna, R. Ferrera-Cerrato. 2002. Short term effects of *Glomus claroideum* and *Azospirillum brasilense* on growth and root acid phosphatase activity of *Carica papaya* L. under phosphorus stress. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 44:31-37.
- Alef K., P. Nannipieri. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London. 576 pp.
- García C., F. Gil-Sotres, T. Hernández, C. Trasar-Cepeda. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi Prensa, Madrid. 371 pp.
- Gunapala N, K. M. Scow. 1998. Dynamics of soil microbial biomass and activity and organic farming systems. *Soil Biology and Biochemistry* 30:805–816.
- Payan-Zelaya F., J. M. Harmand, J. Beer, G. Ramos-Espinosa, A. Flores-Macias, F. De León-González. 2012. Soil nutrient availability and CO₂ production in agroforestry systems after the addition of *Erythrina poeppigiana* pruning residues and native microbial inocula. *Agroforest Systems* 87:439-450.
- Peña W. 2004. Los suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Índice bioquímico y metales. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela y CSIC, España.
- SAS Institute. 1999. *SAS/STAT user's guide*. Version 8. SAS Institute Inc (Ed). Cary, NC, USA. 3000 pp.
- Shintani M., P. Tabora. 2000. Organic fertilizer: managing banana residues with effective microorganism (EM). En: Alfoldi T., W. Lockeretz, U.R.S. Niggli (Eds). *IFOAM 2000: the world grows organic*. Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference Basel CH 28-31 August, 2000. pp. 269.
- Srivastava S. C., J. P. Lal. 1994. Effects of crop growth and soil treatments on microbial C, N and P in dry tropical arable land. *Biology and Fertility of Soils* 17:108–114.
- Velasco V. J., R. Ferrera-Cerrato, J. J. Almaráz-Suárez. 2001. Vermicomposta, micorriza arbuscular y *Azospirillum brasiliense* en tomate de cáscara. *Terra* 19:241-248.
- Velikonja S., R. Mihelic, F. Lobnik, D. Lestan. 2003. Microbial community structure during composting with and without mass inocula. *Compost Science and Utilization* 11:6-15.



1.14 Emisión de CO₂ de mantillo y horizontes de fermentación utilizando un respirómetro

Barrales-Brito Edgar¹; Etchevers-Barra Jorge D.²; Hidalgo-Moreno Claudia I.²; Paz-Pellat Fernando³ y Saynes-Santillán Vinisa²

¹*Colegio de Postgraduados, Programa de Maestría en Ciencias en Edafología, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, México. Autor para correspondencia: barrales.edgar@colpos.mx*

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

³*GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, C.P. 56230, México.*

Resumen

Las metodologías para cuantificar rápidamente la cantidad de CO₂ emitido por la descomposición de la materia orgánica requieren periodos largos de medición; tal es el caso de la empleada para la medición del CO₂ por la descomposición del mantillo y horizontes de fermentación en bosques. Se cuantificó la emisión de CO₂ producto de la descomposición de esas fuentes colectadas en un bosque con manejo forestal de cinco diferentes rodales (aprovechamientos realizados en 1986, 1987, 1988, 1993 y 1995) mediante incubaciones en las que se controló la humedad (60%), cantidad de muestra (10 g) y temperatura (25 °C) durante 10 días. La evolución de CO₂ se midió con un respirómetro manométrico (Oxitop OC 110). Antes de incubar las muestras de mantillo y horizonte de fermentación se les determinó pH, contenido de carbono, nitrógeno, lignina, celulosa y hemicelulosa. El mantillo emitió una mayor cantidad de CO₂ que el horizonte de fermentación. La emisión de CO₂ fue mayor cuando el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento del bosque fue menor, pero disminuyó con un mayor tiempo desde el manejo. La medición de CO₂ por la descomposición de mantillo en laboratorio dependió de las condiciones de humedad y las propiedades del mantillo y horizontes de fermentación.

Palabras clave: biogeoquímica, carbono, suelos forestales.

Abstract

The methods to rapidly quantify the amount of CO₂ emitted by the decomposition of organic matter require long measurement periods, as is the case used for the measurement of CO₂ from the decomposition of litter and forest fermentation horizons. Was quantified CO₂ emissions from the decomposition of these sources collected in a forest with forest management from five different stands (exploitation conducted in 1986, 1987, 1988, 1993 and 1995) by incubations was controlled humidity (60%) , sample size (10 g) and temperature (25 °C) for 10 days. The CO₂ evolution was measured with a manometric respirometer (Oxitop OC 110). Before incubating samples horizon mulch and fermentation were determined pH, carbon, nitrogen, lignin, cellulose and hemicellulose. Mulch issued a greater amount of CO₂ that the fermentation horizon. The emission of CO₂ was higher when the time elapsed from forest harvesting was lower, but decreased with increased time from management. Measurement of CO₂ from the decomposition of litter in the laboratory depended moisture conditions and properties of humus and fermentation horizons.

Key words: biogeochemistry, carbon, forest soils.

Introducción

Existe gran incertidumbre en las estimaciones de la contribución que realiza la descomposición del mantillo del bosque a la producción del dióxido de carbono (CO_2) que se emite al ambiente. La superficie boscosa de México es de 140 millones de hectáreas (CONAFOR, 2012) y la contribución de este componente del sistema debería haber sido evaluado para acercarse a las demandas *tier 3* del Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC, 2007), sin embargo en la Quinta Comunicación Nacional de Gases de Efecto Invernadero en México, que se presentó ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, se ha logrado mitigar cerca del 50% de las emisiones referentes al uso del suelo (PECC, 2012). Los suelos forestales contienen altas cantidades de carbono (C) por los restos de hojarasca, ramas y raíces de la vegetación que el bosque deposita en la superficie del suelo. A esta capa generalmente se le denomina, en términos generales, mantillo (Fisher y Binkley, 2000). Sin embargo, en el mantillo comienza un proceso de descomposición que va conformando uno o más horizontes de fermentación (HF), donde las condiciones de humedad y temperatura son óptimas para la actividad microbiana.

La descomposición consume oxígeno, carbono, nitrógeno y otros elementos, produciendo agua y CO_2 , este último es emitido hacia la atmósfera (Frey *et al.*, 2006). El ciclo global del C está compuesto por reservorios y flujos; actualmente existe alguna información de la magnitud de los primeros a nivel país y del contenido de este elemento en los reservorios (Cruz-Flores y Etchevers, 2011; Etchevers *et al.*, 2006), mientras que la cuantificación de la dinámica del C entre los reservorios es muy escasa (Ono *et al.*, 2009; Gower, 2003; Barrera *et al.*, 2004). Esto último probablemente, debido a que la medición en campo y en laboratorio es difícil, por los muchos factores involucrados en la determinación de la tasa de descomposición. Entre los factores más importantes están las condiciones ambientales (temperatura y precipitación), la composición vegetativa del bosque, y las características químicas, físicas y biológicas del suelo (Krivtsov *et al.*, 2007). El manejo del bosque también es un factor que interviene en las emisiones de CO_2 por los procesos de descomposición, ya que se altera la dinámica del bosque acelerando ó disminuyendo los procesos de descomposición (Welke y Hope, 2005; Spielvogel *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2001).

Materiales y métodos

Se utilizaron muestras de mantillo y HF de un bosque de pino-encino sometido a manejo forestal, ubicado en el ejido Atopixco, municipio de Zacualtipán, Hidalgo, donde los aprovechamientos habían sido realizados los años 1986, 1987, 1988, 1993 y 1995, teniendo así mantillos con diferentes edades. En la superficie del suelo de los sitios correspondientes a estos bosques se identificaron tres capas diferentes: un (Oi) o mantillo propiamente tal con escaso grado de descomposición y dos HF: una capa medianamente descompuesta (Oe) y una capa más humificada (Oa). Las muestras de dichas capas se colectaron en un área de 0.25 m^2 , posteriormente se secaron, molieron y tamizaron a 2 mm. Se determinó su densidad con el método de la probeta (Delgadillo y Quechulpa, 2006) y pH en una relación de solución de 1:5, se analizaron sus contenidos de C, N, P, celulosa, hemicelulosa y lignina; se calcularon sus relaciones C/N C/P lignina/N y sus contenidos de C en las distintas fracciones húmicas. Las incubaciones se realizaron con un respirómetro manométrico (OxiTop OC110®), controlando las condiciones de temperatura ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) en una incubadora; la humedad de las muestras se mantuvo en 60%. La cantidad de muestra empleada para la incubación fue 10 g y el tiempo de incubación de 10 días, valores que se decidieron luego de realizar pruebas preliminares no reportadas. Para los cálculos de CO_2 se ejecutaron por medio de ecuaciones estequiométricas a partir de los valores

de consumo de oxígeno medidos por el respirómetro y se extrapolaron a valores de mg de CO₂ por kg⁻¹ de mantillo u HF con base en la cantidad utilizada para la incubación (10 g).

Resultados y discusión

Los contenidos de C de las muestras de mantillo y HF se presentan en el Cuadro 1. Los mayores contenidos de C se encontraron en el mantillo, mientras que en los HF contenían una menor cantidad. El contenido de C en las muestras de los diferentes rodales no fue el mismo, debido a la variabilidad de la vegetación existente y la edad del mantillo. En los rodales aprovechados en 1986, 1987 y 1988 la vegetación arbórea actual está compuesta por una mezcla de *Pinus patula* y *Quercus*, mientras que en los rodales aprovechados en 1993 y 1995, la vegetación arbórea predominante es el *Pinus patula*, así como otras especies de la vegetación secundaria. En todas las muestras la celulosa predomina sobre la hemicelulosa y la lignina. Las dos primeras disminuyen con la descomposición mientras que la lignina incrementa en medida que el material es más joven. El valor de N aumentó con la descomposición de los HF y el valor del pH en todas las muestras se clasifican como ácidos y extremadamente ácidos.

Cuadro 3. Valores de pH, C, N, P, celulosa, hemicelulosa y lignina en muestras de mantillo (Oi) y HF (Oe, Oa) de un bosque bajo manejo forestal

Rodal	Muestra	pH	Carbono	Nitrógeno	Fósforo	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina
						(g kg ⁻¹)		
1986	<i>Oi</i>	4.49	497.30	11.48	0.76	771.25	43.13	17.97
	<i>Oe</i>	4.41	472.00	14.61	0.76	682.42	67.27	29.85
	<i>Oa</i>	3.99	466.10	15.40	0.56	679.56	64.30	23.21
1987	<i>Oi</i>	4.85	491.90	11.22	0.49	641.17	135.61	17.14
	<i>Oe</i>	4.98	423.40	15.14	0.91	457.94	64.41	96.14
	<i>Oa</i>	4.86	355.60	19.05	0.79	371.41	84.70	91.35
1988	<i>Oi</i>	5.00	487.00	12.00	0.71	640.58	87.92	14.92
	<i>Oe</i>	4.82	454.20	13.57	0.62	624.95	64.59	30.08
	<i>Oa</i>	4.99	365.30	18.27	0.74	452.34	53.19	73.83
1993	<i>Oi</i>	4.37	505.90	12.27	0.70	625.25	112.05	1.54
	<i>Oe</i>	4.53	472.20	15.40	0.71	625.04	89.96	14.26
	<i>Oa</i>	4.87	480.10	17.49	0.76	503.40	129.91	28.67
1995	<i>Oi</i>	4.36	502.40	12.80	0.70	580.71	121.07	6.16
	<i>Oe</i>	4.70	483.90	14.88	0.80	555.75	107.66	18.15
	<i>Oa</i>	4.63	459.50	16.70	0.80	580.91	30.78	49.89

La relación C/N es un indicador que determina la facilidad con que los residuos orgánicos pueden descomponerse (Alhamd *et al.*, 2004) y la relación C/P indica que una disminución, existe una conversión de C orgánico a CO₂ (Schlesinger, 1997). La relación C/N y C/P disminuyó con la descomposición del mantillo y HF, factor que influyó en la respiración. La relación lignina/N se incrementó con la descomposición, sugiriendo un aumento en el contenido de N y la formación de compuestos más recalcitrantes con la descomposición (Cuadro 2).

Cuadro 4. Valores de las relaciones C/N, C/P y lignina/N para los mantillos (Oi) y HF (Oe, Oa) de un bosque con manejo forestal

Año	Muestra	C/N	C/P	Lignina/N
1986	<i>Oi</i>	43.31	658.19	1.57
	<i>Oe</i>	32.30	624.71	2.04
	<i>Oa</i>	30.27	582.63	1.51
1987	<i>Oi</i>	43.83	1006.16	1.53
	<i>Oe</i>	27.97	464.71	6.35
	<i>Oa</i>	18.67	450.76	4.80
1988	<i>Oi</i>	40.58	684.84	1.24
	<i>Oe</i>	33.47	729.96	2.22
	<i>Oa</i>	20.00	490.70	4.04
1993	<i>Oi</i>	41.25	722.71	0.13
	<i>Oe</i>	30.67	664.03	0.93
	<i>Oa</i>	27.46	635.43	1.64
1995	<i>Oi</i>	39.25	717.71	0.48
	<i>Oe</i>	32.53	691.29	1.22
	<i>Oa</i>	27.51	574.38	2.99

Las huminas (Hm) fueron la mayor fracción orgánica en el mantillo y HF (30-35%) y se incrementaron con la descomposición, lo que representa un reservorio importante de carbono. La materia orgánica fresca (MOF), los mantillos contienen más C en esta fracción, compuesta de elementos de más fácil descomposición que se pierden en forma de CO₂ en la incubación. El C orgánico disuelto (COD) disminuyó con la descomposición, lo que indica que en el mantillo una cantidad de C se pierde por la humedad. Los ácidos fúlvicos (AF) presentaron una tendencia a la disminución y los húmicos (AH) a incrementar a medida que transcurrió el tiempo de descomposición, pero estas tendencias no fueron significativas (Cuadro 3).

Cuadro 5. Contenido de C en las fracciones orgánicas de mantillo (Oi) y HF (Oe, Oa)

Año	Capa	Huminas	COD	FA	HA	MOF
				mg g ⁻¹		
1986	<i>Oi</i>	276.58	5.04	15.74	16.18	38.47
	<i>Oe</i>	335.14	3.23	10.57	12.36	26.48
	<i>Oa</i>	375.75	2.76	10.27	10.56	20.37
1987	<i>Oi</i>	235.02	6.25	17.96	14.46	31.95
	<i>Oe</i>	334.59	3.15	11.73	15.23	27.27
	<i>Oa</i>	344.44	4.46	19.34	26.70	18.50
1988	<i>Oi</i>	295.21	4.74	17.97	15.88	42.40
	<i>Oe</i>	325.33	3.39	14.81	15.20	15.88
	<i>Oa</i>	327.11	2.94	14.41	16.28	14.10
1993	<i>Oi</i>	378.38	5.07	13.95	9.30	28.20
	<i>Oe</i>	352.78	6.00	12.30	9.59	19.68
	<i>Oa</i>	364.04	2.63	14.10	15.62	14.25
1995	<i>Oi</i>	358.56	6.38	18.82	10.79	25.27
	<i>Oe</i>	375.59	3.71	13.33	11.99	19.41
	<i>Oa</i>	370.85	3.12	12.12	10.89	16.84

La emisión total de CO₂ en los 10 días (respiración) por el mantillo y los HF se muestra en la Figura 1. La emisión acumulada de CO₂ fue mayor conforme aumentaba los días de incubación, pero la tasa

de emisión de CO₂ disminuyó en los horizontes de fermentación (Cuadro 4). Existen diferencias significativas entre las muestras de estos materiales provenientes de bosques aprovechados en diferentes años a partir del día 5 y hasta el final del proceso de incubación, misma que no se diferenciaron tan claramente en el primer periodo (<5 días). Rodales con un mayor tiempo desde el aprovechamiento la cantidad de CO₂ fue menor que aquellos con años más recientes. La respiración de muestras provenientes de los HF fueron menores y más estable que las del mantillo; esto tuvo que ver con el proceso de la descomposición; compuestos como las huminas y lignina predominan en estas muestras, su estructura molecular es más compleja por lo que es más difícil que los microorganismos los descomponga y, consecuentemente, la respiración es menor.

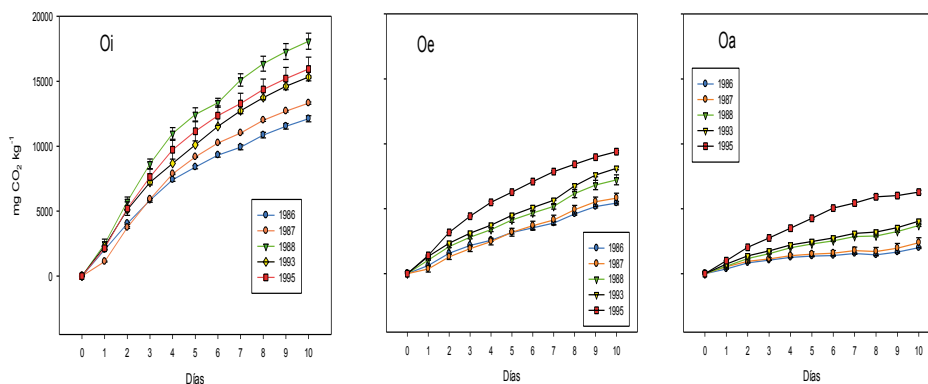


Figura 4. Emisiones de CO₂ de mantillo (Izq.) y horizontes de fermentación Oe (centro) y Oa (der.) de los lotes bajo manejo forestal.

La cantidad total de CO₂ registrada durante la incubación de las muestras de mantillo y HF se muestra en la Figura 2. El mantillo presentó mayores emisiones de este gas que los HF en todas las muestras provenientes de rodales aprovechados en diferentes años. La respiración total *in vitro* del mantillo, al final de la incubación (10 días), se situó entre los 12 000 y 18 000 mg de CO₂ por kg⁻¹ de muestra, siendo mayor en el lote de 1988 y menor en el lote de 1986. En los HF se tuvo mayor emisión en las muestras del horizonte Oe que en las del Oa; las emisiones de los lotes de aprovechamiento se ubicaron entre 5000 y 9000 mg de CO₂ por kg⁻¹ de HF, siendo mayores en el lote de 1995 y menores en el lote de 1986. Esto es, fueron más altas en el HF que tenía una menor edad. El horizonte Oa, presentó la menor emisión de CO₂, situándose entre 2000 y 6000 mg de CO₂ por kg⁻¹ de HF, siendo también mayores en el lote de 1995 y menores en el lote de 1986, al término de los 10 días de incubación. El comportamiento de los HF se deben a su edad, determinada por el tiempo de aprovechamiento, si éste es más reciente las condiciones del suelo se alteran ocasionando una mayor dinámica de sus propiedades biológicas (Welke y Hope, 2005; Spielvogel *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2001). En general, los HF presentaron una tendencia lineal a incrementar el CO₂ acumulado conforme el tiempo transcurrido desde la explotación era menor.

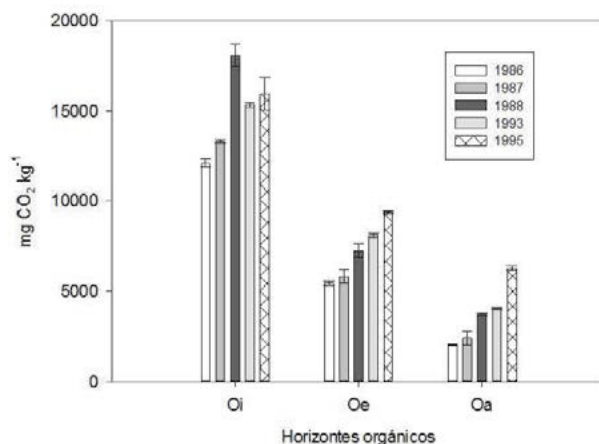


Figura 5. Emisión total de CO₂ en los 10 días de incubación en el mantillo y HF de los cinco rodales con distintos años de aprovechamiento.

La tasa de respiración se estimó a partir de las líneas de tendencia de los datos y se generaron modelos cuadráticos para evaluar la cantidad de CO₂ que se liberó por día, estos datos se presentan en el Cuadro 4. La tasa de evolución de CO₂ disminuyó en los HF a medida que el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento es mayor. En las muestras de mantillo se aprecia la misma tendencia, con un tiempo más reciente desde el aprovechamiento la tasa de emisión de CO₂ es mayor, sin embargo, estas muestras tienen un escaso proceso de descomposición, por lo que las tasas de descomposición están determinadas por la composición del mantillo (hojas, ramas y raíces) de diferentes especies vegetativas presentes en el sotobosque en los rodales.

Cuadro 6. Tasas de respiración por día de muestras de mantillo (Oi) y horizontes de fermentación (Oe y Oa) de los lotes de aprovechamiento

Muestra	1986	1987	1988	1993	1995
	mg CO ₂ por kg ⁻¹ de muestra por día				
Oi	2115.40	2409.70	3167.00	2555.70	2883.50
Oe	684.23	687.30	873.15	901.62	1600.10
Oa	317.40	323.39	522.98	562.29	1107.50

Conclusiones

Los contenidos de C son mayores en el mantillo que en los HF debido a que son muestras con componentes fácilmente consumidos por la biota del suelo y este carbono tiende a perderse en forma de CO₂. En los HF los contenidos de C son menores por la estabilización que van experimentando la materia orgánica descompuesta, situación que se ve reflejada por una menor C/N. La menor disponibilidad de la fuente energética (C) determina una actividad microbiana más lenta y la cantidad de C que se pierde en forma de CO₂ es menor.

Las tasas de liberación de CO₂ está determinada por las propiedades de las muestras de mantillo y los horizontes de fermentación, por los contenidos de C, N y la relación C/N, C/P y lignina/N así como también del tiempo transcurrido desde el aprovechamiento. Las emisiones de CO₂ serán mayores en



rodiales con un tiempo más reciente y la liberación de carbono se estabiliza conforme transcurre el tiempo.

Agradecimientos

A los productores del Ejido de Atopixco por permitir el acceso para coleccionar las muestras de mantillo y horizontes de fermentación, en sus sitios de aprovechamiento, parte fundamental para la realización de este trabajo.

Al Colegio de Postgraduados y al Laboratorio de Fertilidad de suelos por todo el apoyo aportado.

Bibliografía

- Alhamd L., S. Arakaki, A. Hagihara. 2004. Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen broad-leaved forest, Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management* 2002:1-11.
- Barrera D. M., L. J. Frangi, J. J. Ferrando, F. J. Goya. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri en El Bolson, Rio Negro. *Ecología Austral* 14:99-112.
- CONAFOR. 2012. Inventario nacional forestal y de suelos (INFyS) informe de resultados 2004-2009. SEMARNAT-CONAFOR. México. 173 pp.
- Cruz-Flores G., J. D. Etchevers-Barra. 2011. Contenidos de carbono de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45:849-862.
- Dai K'O H., C. Johnson, C. Driscoll. 2001. Organic matter chemistry and dynamics in clear-cut and unmanaged hardwood forest ecosystems. *Biogeochemistry* 54:51-83.
- Delgadillo R. M., M. S. Quechulpa. 2006. Manual de monitoreo de carbono en sistemas agroforestales. CONAFOR. 35 pp.
- Etchevers B. J. D., O. Masera, C. Balbontín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez, C. Ortiz. 2006. Soil carbon sequestration in Mexico and central America (Biome A). pp. 119-146. *In: Lal, R., C. C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers and E. Cerri. (Eds.). Carbon sequestration in soils of Latin America. Howarth Press, Inc. New York, USA. 554 pp.*
- Fisher R. F., D. Binkley. 2000. Ecology and management of forest soils. Third edition. Ed. John Wiley & sons. INC. pp. 139-160.
- Frey B., F. Hagedorn, F. Giudici. 2006. Effect of girdling on soil respiration and root composition in a sweet chestnut forest. *Forest Ecology and Management* 225:271-277.
- Gower S. T. 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Annual Review Environment Resources* 28:169-204.
- 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, IPCC. Ginebra, Suiza. 104 pp.
- Krivtsov V., A. Brendler, R. Watling, K. Liddell, H. J. Staines. 2007. Some aspects of forest soils and litter ecology in the Dawyck Cryptogamic Sanctuary with a particular reference to fungi. *Acta ecológica Sinica* 27:813-836.
- Ono K., K. Hirai, S. Morita, K. O. S. Hiradate. 2009. Organic carbon accumulation processes on a forest floor during an early humification stage in a temperate deciduous forest in Japan: evaluations of chemical compositional changes by ¹³C NMR and their decomposition rates from litter bag experiment. *Geoderma* 151:351-356.
- PECC. 2012. Comisión intersecretarial de cambio climático. Publicado en el diario oficial de la federación en su edición vespertina del viernes 28 de agosto de 2009. Consultado en http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5107404&fecha=28/08/2009.
- Schlesinger H. W. 1997. Biogeochemistry: An analysis of global change. Second edition, Academic Press. San Diego California, USA. 588 pp.
- Spielvogel S., J. Prietzel, I. Kogel-Knabner. 2006. Changes of lignin phenols and neutral sugars in different soil types of a high elevation forest ecosystem 25 years after forest dieback. *Soil Biology / Biochemistry* 39:655-668.
- Welke S. E., G. D. Hope. 2005. Influence of stand composition and age on forest floor processes and chemistry in pure and mixed stands of Douglas-Fir and paper birch in interior British Columbia. *Forest Ecology and management* 219:29-42.

1.15 Estimación del carbono orgánico en suelos de zonas áridas y semiáridas

Martínez-Montoya Juan F.¹; Olmos-Oropeza Genaro¹; Palacio-Núñez Jorge¹ y Ruiz-Vera Víctor M.¹

¹*Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide 73, Salinas de Hidalgo, S.L.P. 78620, México. Autor para correspondencia: fmontoya@colpos.mx*

Resumen

Los suelos son el mayor reservorio de carbono terrestre, contiene tres veces más carbono orgánico (CO) que la vegetación y el doble que la atmósfera. El conocimiento de la capacidad de secuestro de carbono por el suelo y su permanencia en él, permite identificar áreas con cambios en el contenido de CO y sus causas, pudiendo estar asociado a condiciones diversas, tal como la degradación en regiones áridas. También permite establecer medidas de conservación/restauración. La determinación de CO del suelo es costosa y en México hay pocos laboratorios con la infraestructura requerida; además, hay pocos trabajos sobre su contenido en suelos de zonas áridas. Por ello, es necesario identificar estimadores precisos, y proceder a su determinación bajo estándares internacionales sólo cuando sea indispensable. El objetivo fue conocer la variación del CO del suelo del Altiplano Potosino Oeste, y establecer la relación entre el contenido de carbono mediante las técnicas Walkley-Black y de Carbón Orgánico Total (TOC). Se tomaron muestras compuestas de suelo de los primeros 20cm de profundidad provenientes de 60 sitios previamente seleccionados. Para tener representatividad de las zonas áridas y semiáridas, se consideró la geomorfología (valle, ladera, loma), vegetación (nopalera, mezquital, zacatal, izotal, matorral desértico micrófilo, áreas cultivadas) y geología (ígneo, sedimentario y suelo yesoso). Los resultados preliminares muestran buena relación ($R^2=0.79$) entre el TOC y el contenido de materia orgánica (MO), obteniendo como resultado $C_{t(TOC)}=0.5383*MO$. El $C_{t(TOC)}$ varió de 0.0% a 3.1% con promedio 1.3% y la MO de 0.2% a 5.0% y promedio de 2.4%. El modelo aún requiere ajustes por carbono inorgánico, uso del suelo y paisaje, entre otros factores.

Palabras clave: materia orgánica del suelo, calcisoles, gipsisoles, suelos salinos, vegetación xerófila.

Abstract

Soils are the largest reservoir of terrestrial carbon; they contain three times more organic carbon (OC) than the vegetation and the double of the atmosphere. The knowledge of the soil carbon sequestration capacity and the carbon residence time in soil, allows researchers to identify areas with changes in the content of OC and its causes; these changes may be associated with various conditions, such as land degradation in arid regions. Another possible benefit is the establishment of conservation / restoration measures. The determination of OC in soil is expensive and there are few laboratories in Mexico with the required infrastructure; besides, there are few studies regarding the content of OC in arid zones soils. Therefore, it is necessary to identify precise OC estimators and only when indispensable proceed to its determination under the international standards. The objective of the study was to determine the variability of OC in soils of the Altiplano Potosino Oeste, and to establish the relationship in the carbon content through the Walkley-Black and Total Organic Carbon (TOC) techniques. Composite soil samples were taken from the first 20 cm depth from 60 pre-selected sites. To have representative soil samples from the arid and semi-arid zones, we considered the geomorphology (valley, hillside, knoll), the vegetation (cactus, mesquite, zacatal, Izotal, microphyll desert scrub and cultivated areas) and the geology (igneous, sedimentary and gypseous soils). Preliminary results showed good relationship ($R^2 =$



0.79) between TOC and organic matter content (OM), $C_{t(TOC)}=0.5383*MO$. $C_{t(TOC)}$ ranged from 0.0% to 3.1% with an average of 1.3% and the OM ranged from 0.2% to 5.0% with an average of 2.4%. The model still requires an adjustment which should consider the inorganic carbon, land use and landscape, among other factors.

Keywords: soil organic matter, calcisols, gypsisols, saline soils, xerophyte vegetation.

Introducción

El suelo es el mayor reservorio de CO terrestre, contiene aproximadamente tres veces más carbono que la vegetación y el doble que la atmósfera (Batjes, 1999; FAO, 2004). El incremento en las reservas de carbono en la biomasa y en el suelo, tiene impacto positivo en los aspectos ambientales, en la fertilidad y productividad, en la prevención de la degradación de la tierra y en la biodiversidad (FAO, 2004). El cambio de uso de la tierra y la degradación son los principales procesos de liberación de CO₂ a la atmósfera.

La mayor parte de las regiones áridas tienen suelos degradados que han perdido cantidades significativas de CO. Por lo tanto, el potencial de secuestro de CO rehabilitando tierras áridas es fundamental para su recuperación. El conocimiento de la capacidad de secuestro de carbono y la interacción entre almacenaje de carbono y los factores edáficos o vegetales, puede ayudar a identificar áreas críticas donde el cambio de uso sean de particular interés desde el punto de vista de ganancia o pérdida de carbono del suelo (Moreno *et al.*, 2010; Bai *et al.*, 2013). Los suelos de zonas áridas y semiáridas, por su relativamente bajo contenido de materia orgánica, tienen potencial de almacenamiento de CO que debe ser considerado en los estudios globales de captura de carbono, o de rehabilitación de tierras.

La forma más frecuente para conocer la cantidad de carbono orgánico presente en el suelo, es determinar la materia orgánica por la técnica de Walkley y Black (1934). Para expresarla en unidad de peso por unidad de superficie se usa la densidad aparente y la profundidad (Galantini *et al.*, 1994; Segura *et al.*, 2004; González *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2008; Cruz y Etchevers, 2011). La determinación de CO del suelo es costosa y en México hay pocos laboratorios con la infraestructura requerida. Además, hay pocos trabajos sobre CO en suelos de zonas áridas, por lo que es necesario contar con buenos estimadores y, sólo cuando sea indispensable, determinarlo bajo estándares internacionales. Con base en lo anterior, se llevó a cabo la presente investigación con los objetivos de conocer la variación espacial del CO del suelo en el Altiplano Potosino Oeste, y establecer la relación entre el contenido de carbono orgánico mediante las técnicas Walkley-Black y de Carbono Orgánico Total (TOC).

Materiales y métodos

El área de estudio corresponde la Microrregión Económica Altiplano Potosino Oeste, integrada por los municipios Salinas, Villa de Ramos y Santo Domingo (869 000 ha, Figura 1). El clima es seco (BS₀kw) y semiseco (BS₁kw) templado con lluvias en verano. La temperatura más baja se presenta en la región de Salinas y la más cálida en la cercanía de Hernández en el municipio de Villa de Ramos. La precipitación promedio anual varía de 200 mm a 350 mm y evapotranspiración potencial de hasta cinco veces la precipitación. La erosión hídrica es principalmente ligera a mediana (97.9%) y en 2.1% del territorio hay erosión severa (INEGI, 1970).

Respecto al relieve, dominan colinas muy ligeramente inclinadas (76.7%), planicie aluvial (7.8%), valle acumulativo (5.4%), colinas ligeramente inclinadas (4%) y planicie lacustre (2.5%); el resto

corresponde a lomeríos. La geología superficial es diversa, ya que se tienen tanto rocas sedimentarias como ígneas y metamórficas, aunque domina por mucho el material aluvial en las partes bajas (84.5%). En el resto del área predomina caliza (4.3%), conglomerado (3.8%) y lutita – arenisca (3.3%); de las rocas ígneas destaca riolita, granito, toba y basalto; de las metamórficas esquisto.

En cuanto al suelo, por la presencia de la fase lítica y petrocálcica predomina Litosol (36.6%); le sigue en importancia Xerosol háplico (45.8%), cálcico (5.7%) y lúvico (1.3%) y Castañozem háplico (3.2%). Los demás suelos son Fluvisol, Planosol, Cambisol, Regosol, Gleysol, Solonchak y Solonetz. El tipo de vegetación dominante es matorral desértico micrófilo (67.3%) como vegetación primaria; matorral crasicaule y matorral desértico micrófilo comprenden cada uno el 3.7% del área; pastizal inducido el 2.2% y vegetación halófila el 1.4%. La actividad agrícola de temporal comprende 18.8% del área, y el riego 2% (INEGI, 1970).

Las muestras de suelo provinieron de: a) 60 muestras compuestas de los primeros 20 cm de profundidad considerando la geomorfología (valle, ladera, loma), la vegetación (nopalera, mezquital, zacatal, izotal, matorral desértico micrófilo, agricultura) y la geología (ígneo, sedimentario y material yesoso), b) 30 corresponden a perfiles propios y c) 20 perfiles reportados por el INEGI (Figura 1). Las muestras compuestas se tamizaron usando malla 100 y se determinó el TOC a 990 °C con el analizador automático Shimadzu TOC 5000-A. La MO se determinó en todas las muestras con la técnica de Walkley-Black (1934).

La correlación entre la MO y el $C_{t(TOC)}$ se realizó a partir de los resultados de las muestras compuestas. Con el modelo resultante se estimó el CO en el suelo utilizando los valores de MO para los perfiles de suelo por horizonte. Además, se calculó el CO oxidable de acuerdo a la expresión $C_{oxi} = MO\% / 1.724$. Los valores de CO se transformaron a $t \cdot ha^{-1}$ según la densidad aparente y el espesor del horizonte. Con los datos de CO estimado y C_{oxi} se interpoló para los 60 datos y para cada horizonte, utilizando el interpolador *distancia inversa ponderada* (IDW, *inverse distance weighting*) del programa ArcView 3.2, con el cual también se generaron los mapas.

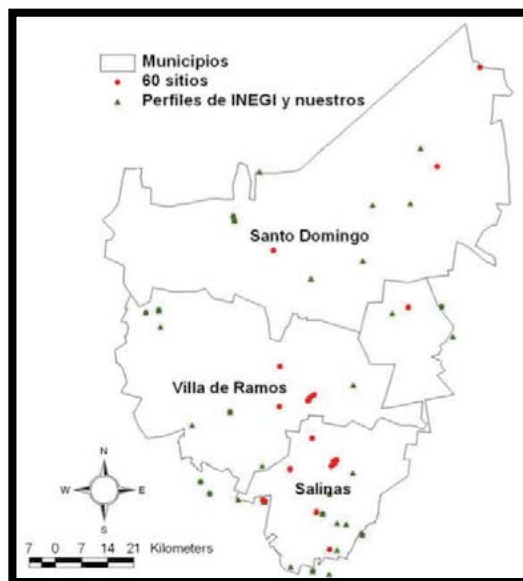


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de los sitios de muestreo y perfiles de suelo.

Resultados y discusión

El porcentaje de MO en las muestras compuestas varió de 0.2 a 5 con un promedio de 2.4 y una desviación estándar (DS) de 1.0. Para el horizonte A el promedio de MO fue de $1.8 \pm 0.8\%$; para B el promedio de 1.4 ± 0.5 y para C de 0.6 ± 0.4 ; y considerando el promedio de los tres horizontes varió de 0.2 a 3.6, con promedio de $1.3 \pm 0.8\%$. El $C_{t(\text{TOC})}$ varió de 0.9 a 7.4 con promedio de 2.2 ± 1.3 . La cantidad de Ct promedio fue de 30.3, 224, 162 y $56 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, para las muestras compuestas y horizontes A, B y C, respectivamente. Considerando el total de los perfiles, fue de $152 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

La disminución de la MO y del CO con la profundidad están acordes al comportamiento de su variación en el suelo, a mayor profundidad el aporte y acumulación de MO por parte de la vegetación natural o cultivada es menor (FAO, 2002), ya que el desarrollo de raíces se concentra en los primeros 30 cm. Asimismo, es necesario tener presente que en la medida en que el hombre incrementa su interacción con los recursos naturales (uso del suelo principalmente) disminuye el contenido de CO (Segura *et al.*, 2004) y en el muestreo se incluyeron áreas agrícolas y con vegetación natural. En este sentido, y en relación al aporte de MO considerando el principal tipo de vegetación, el matorral xerófilo (Segura *et al.*, 2004) contribuye con el 17.8% del CO total del suelo a nivel nacional.

Respecto a la variación de la MO del suelo se debe considerar que las partículas son muy sensibles a los cambios en el uso de la tierra (Cambardella, 1998) y que la biomasa microbiana representa de uno a cinco por ciento del total de la MO y es una fuente de reserva de nutrientes (N, P); fracción muy lábil que fluctúa con la estación y que responde rápidamente a los cambios de manejo (FAO, 2002). Además, influye la agregación, la textura, la mineralogía, la labranza (FAO, 2002; González *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2008) y las propiedades químicas y biológicas (Martínez *et al.*, 2008). Por otro lado, en regiones áridas y semiáridas es relevante tener en cuenta a los carbonatos del suelo (CaCO_3 y MgCO_3 , CaCO_3 , CO_2 , HCO_3 y CO_3), ya que su contenido suele ser alto (Segura *et al.*, 2004). Por lo que es necesario ajustar los valores aquí reportados con base al carbono inorgánico, grava, raíces, textura, principalmente.

Al establecer la relación entre la MO y el Ct (Figura 2) se encontró una R^2 de 0.78. González *et al.* (2008) para una región con precipitación que varió de 500 a 2000 mm anuales, tuvieron una R^2 de 0.94 a 1.0. La menor R^2 se puede deber a que para la determinación de la MO y del Ct no se consideraron varios factores, tales como la pedregosidad, raíces, fracciones de MO, textura y sobre todo el carbono inorgánico frecuente en altos niveles en suelos de zonas áridas y semiáridas, debido al alto contenido de carbonatos (CaCO_3 y MgCO_3 , CaCO_3 , CO_2 , HCO_3 y CO_3). Aun así, y como primera aproximación, se utilizó el modelo generado ($C_{t(\text{TOC})} = \% \text{MO} * 0.5383$) para estimar los valores de MO de los perfiles para cada horizonte (Cuadro 1).

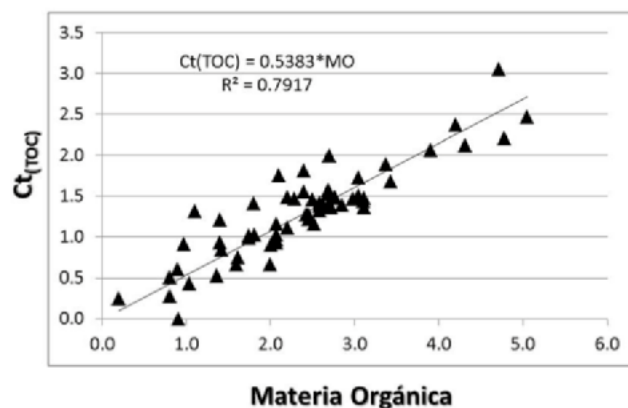


Figura 2. Relación entre la materia orgánica y el $C_{t(\text{TOC})}$ para las primeras 60 muestras.

El método de interpolación, similar al inverso de la distancia ponderada utilizado en el presente trabajo, con el módulo INTERPOL de IDRISI® (inverso de la distancia), fue usado por Segura *et al.* (2004) para realizar un mapa de contenido de CO de México; tiene la ventaja de ser un método sencillo para este fin. Los contenidos de CO (Cuadro 1) están entre los intervalos reportados por otros autores para áreas similares, tal como los de Cruz-Gaistardo (2013) quien para los primeros 100 cm reporta 25 t·ha⁻¹. Para Segura *et al.* (2004) varía de 25 a 50 t·ha⁻¹. La FAO (2002), para áreas con clima árido menciona valores de 49 a 55 para los primeros 30 cm, y de 91 a 100 t·ha⁻¹ hasta un metro de profundidad. Para una región semiárida de Argentina, Galantini *et al.* (1994) reportan 31 t·ha⁻¹ de Coxi. Lo que se aprecia es que el Coxi duplica o cuatriplica (sobre todo en el horizonte A) al Ct_(TOC), ello a pesar de que el primero es semicuantitativo, ya que no considera las formas recalcitrantes de humus, lo que puede sobreestimar el CO. Además, el Ct considera el carbono inorgánico, pero en suelos con alto contenido de carbonatos este resultado no es confiable (Juliana Padilla, información personal).

Para el horizonte B y C los valores de Ct y Coxi son muy similares entre sí, pero son mayores al valor calculado en las muestras compuestas. Cabe aclarar que a los presentes resultados, tanto a los análisis de MO como a la generación del modelo, les falta hacer ajustes de acuerdo a la pedregosidad, raíces, carbonatos totales, textura, entre otros. Con dichas consideraciones, se generará, sin duda, un mejor modelo y una estimación más precisa.

Cuadro 1. Carbón orgánico estimado con base al modelo (Ct), Coxi= %MO/1.724 por horizonte (A, B y C) y valores de Ct_(TOC), t·ha⁻¹

Estadístico	A		B		C		Muestras compuestas	
	Ct	Coxi	Ct	Coxi B	Ct	Coxi	Ct _(TOC)	Coxi
Mínimo	41	7	7	37	15	26	4	19
Máximo	304	543	373	226	897	966	69	175
Promedio	121	164	95	97	54	59	28	65
DS	57	57	48	33	26	27	19	40

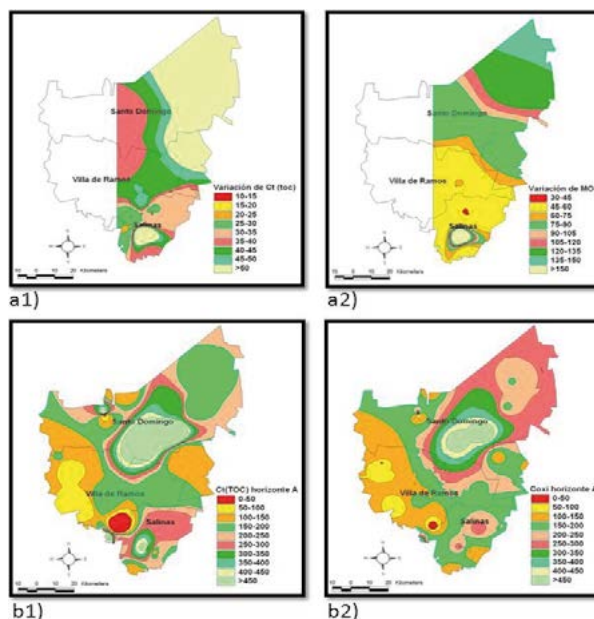


Figura 3. Interpolación de la estimación de Carbono orgánico, Ct_(TOC), y Coxi (%MO/1.724) para los primeros 20 cm (a1, a2) y horizonte A (b1, b2), t·ha⁻¹.

El Coxi calculado en las muestras compuestas (Cuadro 2, Figura 3) se encontró principalmente en los intervalos 45-60 t·ha⁻¹ (en 178 000 ha), 75-90 (en 151 000 ha) y 120-135 t·ha⁻¹ (en 111 000 ha). El estimado en el horizonte A estuvo en 120-200 t·ha⁻¹ (en 219 000 ha), 250-300 t·ha⁻¹ (en 157 000 h) y 200-250 t·ha⁻¹ (en 151 000 ha). Respecto a la interpolación del CO estimado con el modelo, se aprecia que el Cc calculado para las muestras compuestas se encontró principalmente en dos intervalos, 35-40 t·ha⁻¹ (en 98 000ha) y 40-50 t·ha⁻¹ (en 97 000 ha). En el horizonte A la mayor superficie de Ct estimado se encontró en los intervalos 90-120 t·ha⁻¹ (en 154 000 ha), 60-90 t·ha⁻¹ (en 93 000 h) y 30-60 t·ha⁻¹ (en 92 000 ha).

Cuadro 2. Superficie interpolada (ha) por intervalo de Ct del modelo (Ctm), estimado (Ctest), Ct_(TOC) y Coxi

Horizonte A				Muestras compuestas			
Ctm, t·ha ⁻¹	ha	Coxi, t·ha ⁻¹	ha	Ctest, t·ha ⁻¹	ha	Ct _(TOC) , t·ha ⁻¹	ha
0-30	32 700	0-50	1 874				
30-60	92 450	50-100	35 202	30-45	914	10 - 15	0.3
60-90	93 768	100-150	161 791	45-60	178 031	15-20	2.3
90-120	154 119	150-200	219 047	60-75	41 150	20-25	2 228
120-150	52 448	200-250	151 190	75-90	151 544	25-30	22 357
150-180	20 738	250-300	157 530	90-105	24 819	30-35	53 310
180-210	34 736	300-350	50 287	105-120	26 889	35-40	98 342
210-240	18 301	350-400	30 634	120-135	111 232	40-45	97 492
240-270	15 904	400-450	22 764	135-150	46 426	45-50	48 248
>270	175 868	>450	26 492	>150	7700	>50	266 724

Conclusiones

Los resultados preliminares muestran buena relación ($R^2=0.78$,) entre el Ct_(TOC) y la MO obteniendo como resultado el modelo $Ct(TOC)=0.5383*MO$.

El TOC varió de 0.0% a 3.1% con promedio de 1.3% y la MO de 0.2% a 5.0%, con promedio de 2.4%.

La determinación de MO, TOC y el modelo requieren ajustes por carbonatos del suelo, grava, raíces, uso del suelo y paisaje, entre otras consideraciones

Bibliografía

- Bai J., R. Xiao, K. Zhang, H. Gao, B. Cui, X. Liu. 2013. Soil organic carbon as affected by land use in young and old reclaimed regions of a coastal estuary wetland, China. *Soil Use and Management* 29:57-64.
- Batjes N. H. 1999. Management options for reducing CO₂- concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. ISRIC. Wageningen, The Netherlands. 114 pp.
- Cambardella C. 1998. Experimental verification of simulated soil organic matter pools. In Lal L., Kimble J.M., Follett R.A., Stewart B.A. eds. *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton FL. pp. 519-526.
- Cruz-Gaistardo O. 2013. Distribución del carbón orgánico en los suelos de México. Consultado en: www.inegi.gob.mx
- Cruz-Flores, G. y Etchevers-Barra, J. D. 2011. Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45:849-862.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. *Informes sobre recursos mundiales de suelos No 96*. Roma. 61pp.
- FAO. 2004. Carbon sequestration in dryland soils. *World Soils Resources Reports 102*. Rome. ISBN 92-5-105230-1. Consultado en: <http://www.fao.org/docrep/007/y5738e/y5738e00.htm>. Fecha de consulta 1 de junio de 2012.
- Galantini J. A., R. A. Rosell, J. O. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley y Black en fracciones granulométricas del suelo. *Ciencia del Suelo* 12:81-83.

- González L., J. D. Etchevers-Barra, C. Hidalgo-Moreno. 2008. Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia* 42:741-751.
- INEGI. 1970. Cartas edafológicas, de uso del suelo y vegetación, y geológicas para el estado de San Luis Potosí escala 1:250 000. SPP, Aguascalientes, Ags. México.
- Martínez H. E., E. J. P. Fuentes, H. E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 8:68-96.
- Moreno M. G. J., B. J. G. Cerón, B. R. M. Cerón, S. J. J. Guerra, Á. L. E. Amador, H. E. Endañú. 2010. Estimación de la captura de carbono en suelos de manglar de Isla del Carmen. *UNACARTECNOLOGÍA* enero-junio, 23- 39.
- Segura C., M. A. Sánchez-Guzmán, P. Ortiz-Solorio, M. C. Gutiérrez-Castorena. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- Walkley A. y C. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method.



1.16 Almacenes de carbono en la biomasa aérea de cuatro ecosistemas de la cuenca Platanar, Chiapas

Tinoco-Rueda Juan A.¹; Gómez-Díaz Jesús D.²; Monterroso-Rivas Alejandro I.²; Etchevers-Barra Jorge³; Tavarez-Espinosa Carlos⁴ y Carrillo-Negrete Iris⁵

¹Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo, km 6 carretera Huatusco-Xalapa, Huatusco, Veracruz. C.P. 94100, México. Autor para correspondencia: tinoco@correo.chapingo.mx

²Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 carretera México-Texcoco, Chapingo, México.

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, México.

⁴IGAMEX, S.A. de C.V., Aguascalientes, México.

⁵Geomática y Recursos Naturales, S.C., Av. 4-B, La Garza, Huatusco, Veracruz, México.

Resumen

La modelación de la dinámica del carbono en ecosistemas terrestres requiere de datos relacionados con inventarios florísticos y de suelo así como de la línea base de carbono. En la presente investigación se determinó la cantidad de carbono en la biomasa aérea con base en métodos indirectos de las comunidades vegetales de la cuenca del río Platanar localizada en la zona noroeste del estado de Chiapas. Para ello se establecieron parcelas de muestreo de 400 m² en los cuatro tipos de vegetación delimitados previamente con ayuda de imágenes satelitales. En cada parcela se realizó un inventario florístico y se calculó el índice de valor de importancia a cada especie encontrada. Para las especies más representativas de cada comunidad vegetal se buscaron ecuaciones alométricas para estimar su contenido de materia seca y posteriormente su contenido de carbono al aplicar el factor de 0.5. Como resultado se encontró que el ecosistema de selva alta perennifolia con vegetación secundaria registra la mayor cantidad de carbono en la biomasa aérea con 99.5 Mg C ha⁻¹, por el contrario para la selva baja perennifolia con vegetación secundaria se obtuvo un total de 20.3 Mg C ha⁻¹. Con esta línea base de carbono se plantea realizar un monitoreo temporal para obtener la tasa anual de captura de carbono en los cuatro ecosistemas de la cuenca.

Palabras clave: línea base de carbono, índice de valor de importancia, ecuaciones alométricas.

It was estimated the aboveground biomass carbon budget with indirect methods in ecosystems of rio Platanar watershed that is located in the north of Chiapas State. For this, we established sample plots of 400 m², a floristic inventory have done in each sample plot to calculate the ecological importance index. We search allometric equations for the most representative species to estimate the total biomass and carbon content applying the 0.5 factor. In the community perennial forest was found the highest carbon content with 99.5 Mg C ha⁻¹.

Key words: carbon sequestration, floristic inventory, ecological importance index.

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂) se considera como el principal gas de invernadero debido a que sus emisiones son las más abundantes en comparación con otros GEI. Se estima que las concentraciones de CO₂ en la atmósfera antes de la revolución industrial eran de 280 partes por millón (ppm), actualmente son de 380 ppm o 430 ppm si se considera a todos los GEI en términos de su equivalencia en CO₂. Esta cifra es la concentración más alta registrada durante los últimos 650 mil años. Las principales

actividades antropogénicas que emiten CO₂ hacia la atmósfera son la quema de combustibles fósiles y de biomasa vegetal (Solomon *et al.*, 2007).

La absorción de CO₂ atmosférico por medio de las plantas a través de la fotosíntesis y almacenado en forma de biomasa es una de las estrategias más viables para la mitigación del cambio climático, en donde el potencial de captura de carbono por parte de las comunidades vegetales varía dependiendo la estructura y composición de cada ecosistema (Gómez *et al.*, 2011). Las comunidades, ejidos y propietarios privados que tienen áreas con bosque o selva dentro de sus terrenos pueden beneficiarse económicamente a través del pago por el servicio ecosistémico de captura de carbono (Pineda *et al.*, 2005).

Monterroso *et al.*, (2011) estimaron la productividad primaria neta (PPN) de las comunidades vegetales a nivel nacional a través de métodos indirectos, en donde encontraron que la zona Sur de Tabasco y el Norte de Chiapas presentan los valores máximos de PPN (50-60 Mg MS ha⁻¹). De forma similar de Jong *et al.* (2009) reportan que los ecosistemas con mayor contenido de materia seca (> 195 Mg MS ha⁻¹) son las selvas del sur de la Península de Yucatán, las partes altas de la Sierra Madre del Sur y de la Sierra de Chiapas, así como algunas áreas de la Sierra Volcánica Transversal en el centro del país. de Jong *et al.* (2000) estimaron el contenido de carbono en áreas con selva alta perennifolia en estado maduro y bajo sucesión secundaria en la región Selva Lacandona en Chiapas, como resultado encontraron que en el componente biomasa aérea la selva en estado maduro contiene 233.4 Mg C ha⁻¹ mientras que bajo sucesión secundaria almacena 116.1 Mg C ha⁻¹.

De lo anterior se deriva el objetivo principal de la presente investigación el cual fue cuantificar el contenido de carbono en la biomasa aérea de los ecosistemas de la cuenca del Río Platanar.

Materiales y métodos

La investigación se desarrolló en la cuenca del río Platanar la cual se ubica en la zona norte del estado de Chiapas. La cuenca se distribuye dentro del territorio de seis municipios: Sunuapa, Pichucalco, Ostucacán, Juárez, Ixtacomitán y Chapultenango. La cartografía de uso de suelo y vegetación (INEGI, 2008) establece que dentro de la cuenca se desarrolla la agricultura de temporal, el pastizal cultivado y la comunidad vegetal de selva alta y mediana perennifolia con vegetación secundaria.

Como fase inicial se llevó a cabo un inventario florístico en la cuenca, para lo cual se realizó un muestreo aleatorio dentro de las comunidades vegetales presentes en la cuenca las cuales fueron identificadas mediante la interpretación de imágenes satelitales Quickbird en color verdadero del año 2008 con la ayuda del software ERDAS Imagine. De forma inicial se clasificó cada tipo de vegetación con base en la información reportada en la cartografía de uso de suelo y vegetación del INEGI (2008) y se detalló con base en recorridos de campo. Por cada tipo de vegetación se establecieron parcelas de 400 m² (20 m X 20 m) las cuales se geoposicionaron con un receptor GPS. Dentro de cada parcela se obtuvo la especie y el nombre local, además de los atributos altura total, diámetro normal, frecuencia, densidad y cobertura de los individuos con diámetro normal mayor a 5 cm.

Con la información obtenida en el inventario florístico se cuantificó el índice de valor de importancia (Ruíz y Fandiño, 2009) para cada especie de las comunidades vegetales identificadas con base en la siguiente expresión 1:

$$IVI = Fr + Dr + Der \quad (1)$$

donde IVI es el índice de valor de importancia, Fr es la frecuencia relativa, Dr es la dominancia relativa y Der es la densidad relativa.

Con los resultados del índice de valor de importancia se identificaron las especies más representativas en cada comunidad vegetal. Para determinar el contenido de carbono en la biomasa

aérea de las especies seleccionadas se realizó una revisión bibliográfica para encontrar ecuaciones alométricas para estimar el contenido de biomasa expresado en materia seca por individuo. El valor de biomasa obtenido se multiplicó por el factor 0.5 para obtener el contenido de carbono (Eggleston *et al.*, 2006). Finalmente se cuantificó la densidad de carbono por cada tipo de vegetación mediante la siguiente ecuación 2:

$$DC = \sum_{i=1}^n (Ce_i \times De_i) \quad (2)$$

donde DC es la densidad de carbono (Mg C ha^{-1}), Ce es el carbono por individuo (Mg C), De es la densidad de individuos (individuo ha^{-1}) e i son las especies presentes.

Resultados y discusión

En la delimitación de los usos de la tierra con base en imágenes satelitales se encontraron cuatro comunidades vegetales: selva alta perennifolia con vegetación secundaria (3911.6 ha), selva mediana subcaducifolia con vegetación secundaria (3721.6 ha), selva baja perennifolia con vegetación secundaria (2049.2 ha) y selva baja caducifolia con vegetación secundaria (748.9 ha). Se encontró un total de 53 especies conforma arbórea o arbustiva dentro de las cuatro comunidades vegetales. La comunidad selva alta perennifolia con vegetación secundaria presenta la mayor cantidad de especies con 36 especies, le siguen la selva mediana subcaducifolia con vegetación secundaria con 22 especies, la selva baja perennifolia con 20 especies y por último la selva baja caducifolia con vegetación secundaria con 12 especies.

En el Cuadro 1 se presentan los valores de frecuencia relativa, densidad relativa, dominancia relativa y del índice de valor de importancia de las especies con mayor densidad de individuos en las cuatro comunidades de selva encontradas en la cuenca.

Cuadro 1. Índice de valor de importancia de las especies con mayor densidad por ecosistema

Ecosistema	Especie	Fr	Der	Dr	IVI
Selva alta perennifolia con v.s. (SAPvs)	<i>Cordia alliodora</i>	3.1	6.8	10.3	20.2
	<i>Cecropia obtusifolia</i>	3.1	5.7	4.3	13.0
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	3.1	5.7	8.6	17.3
	<i>Hampea tomentosa</i>	3.1	5.7	1.1	9.8
	<i>Bursera simaruba</i>	3.1	4.5	12.0	19.6
	<i>Lantana cámara</i>	3.1	4.5	0.9	8.5
	<i>Pimenta dioica</i>	1.9	4.5	7.7	14.2
	<i>Solanum mammosum</i>	3.1	4.5	0.9	8.5
Selva baja caducifolia con v.s. (SBCvs)	<i>Piper amalago</i>	8.7	43.9	33.9	86.5
	<i>Salix humboldtiana</i>	8.7	17.5	36.2	62.4
	<i>Acacia glomerosa</i>	8.7	8.8	9.0	26.5
	<i>Acacia pennatula</i>	8.7	3.5	1.8	14.0
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	8.7	3.5	2.7	14.9
Selva baja perennifolia con v.s. (SBPvs)	<i>Cecropia obtusifolia</i>	6.1	14.5	20.4	41.0
	<i>Lantana camara</i>	6.1	11.6	5.4	23.2
	<i>Lippia myriocephala</i>	6.1	11.6	5.4	23.2
	<i>Piper amalago</i>	6.1	8.7	8.2	23.0
	<i>Carica papaya</i>	6.1	5.8	2.7	14.6

Cuadro 1. Continuación.

	<i>Conostegia xalapensis</i>	6.1	5.8	10.9	22.8
	<i>Jacaratia mexicana</i>	6.1	5.8	2.7	14.6
	<i>Cedrela odorata</i>	4.1	2.9	6.8	13.8
Selva mediana subcaducifolia con v.s. (SMSvs)	<i>Guazuma ulmifolia</i>	6.0	11.1	16.2	33.3
	<i>Cordia alliodora</i>	6.0	8.3	12.2	26.5
Selva subcaducifolia (SMSvs)	<i>Cyathea mexicana</i>	6.0	8.3	4.6	18.9
	<i>Bursera simaruba</i>	6.0	6.9	17.7	30.6
	<i>Cecropia obtusifolia</i>	6.0	6.9	5.1	18.0
	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	6.0	5.6	2.0	13.6
	<i>Pimenta dioica</i>	6.0	5.6	9.1	20.6
	<i>Plumeria rubra</i>	4.5	4.2	3.0	11.7

Fr-frecuencia relativa, Der-densidad relativa, Dr-dominancia relativa, IVI-índice de valor de importancia

Las especies elegidas para la estimación de la biomasa en las diferentes comunidades vegetales fueron *Guazuma ulmifolia*, *Cecropia obtusifolia*, *Cordia alliodora*, *Bursera simaruba*, *Cedrela odorata* y *Salix humboldtiana*, estas especies fueron seleccionadas con base en el resultado del índice de valor de importancia calculado previamente. Para estimar la cantidad de materia seca por individuo, se utilizaron las ecuaciones alométricas que se presentan en el Cuadro 2. Los valores de diámetro normal y altura de las especies se obtuvieron del inventario florístico, y los valores de gravedad específica para las especies *C. obtusifolia* ($p=0.36$) y *B. simaruba* ($p=0.33$), se extrajeron de las fichas técnicas de CONABIO (2009) y CONAFOR (2010).

En el Cuadro 3 se presenta la cantidad de biomasa y de carbono por individuo y por hectárea para las especies seleccionadas en cada comunidad vegetal. Con la cuantificación del contenido de carbono total por cada comunidad vegetal se encontró que la selva alta perennifolia con vegetación secundaria registra la mayor cantidad de carbono por superficie ($99.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguida de la selva mediana subcaducifolia con vegetación secundaria en donde se reporta el valor de $91.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para la estimación de biomasa aérea

Especie	Ecuación	Fuente
<i>Guazuma ulmifolia</i>	$\text{LogY} = -2.2 + 0.08\text{DN} - 0.00062\text{DN}^2$	Andrade e Ibrahim, 2003
<i>Cecropia obtusifolia</i>	$Y = \exp[-2.977 + \text{Ln}(pD^2H)]$	Chave <i>et al.</i> , 2005
<i>Cordia alliodora</i>	$Y = 10^{(-0.76 + 2.38 \log(\text{DN}))}$	Arce <i>et al.</i> , 2008
<i>Bursera simaruba</i>	$Y = \exp[-2.977 + \text{Ln}(pD^2H)]$	Chave <i>et al.</i> , 2005
<i>Cedrela odorata</i>	$Y = \exp[-2.289 + 2.649 \ln(\text{DN}) - 0.021(\ln(\text{DN}))^2]$	Penman <i>et al.</i> , 2003
<i>Salix humboldtiana</i>	$Y = 1.22 \text{ DN}^2 \text{ H } 10^{-2}$	UNFCCC, 2010

Y = biomasa (kg MS ind^{-1}), DN = diámetro normal (cm), H=altura (m), p=gravedad específica (g cm^{-3})

Cuadro 3. Contenido de biomasa y carbono por especie

Comunidad vegetal	Especie	Biomasa y Carbono		
		Biomasa kg MS ind^{-1}	Carbono Mg C ind^{-1}	Carbono Mg C ha^{-1}
SAPvs	<i>Guazuma ulmifolia</i>	852.6	0.4	53.4
SAPvs	<i>Cecropia obtusifolia</i>	236.6	0.1	14.9
SAPvs	<i>Cordia alliodora</i>	217.0	0.1	16.3
SAPvs	<i>Bursera simaruba</i>	302.6	0.2	15.1
SMSvs	<i>Guazuma ulmifolia</i>	699.1	0.3	69.9
SMSvs	<i>Cecropia obtusifolia</i>	124.7	0.1	7.8
SMSvs	<i>Bursera simaruba</i>	227.3	0.1	14.2
SBPvs	<i>Cedrela odorata</i>	283.7	0.1	7.1

**Cuadro 3. Continuación.**

SBPvs	<i>Cecropia obtusifolia</i>	105.9	0.1	13.2
SBCvs	<i>Salix humboldtiana</i>	109.8	0.1	13.7
SBCvs	<i>Guazuma ulmifolia</i>	640.1	0.3	16.0

Conclusiones

La cuenca del Río Platanar se ubica en una de las zonas de mayor producción primaria neta en México, característica que le atribuye una tasa anual de captura de carbono alta. Aunque se presenta una superficie elevada de perturbación en la condición natural de la cuenca, se pueden encontrar especies de forma biológica arbórea representativos de los ecosistemas nativos de la región como es el caso de *Cyathea mexicana*, *Brosimum alicastrum* y *Guazuma ulmifolia*.

En la comunidad selva alta perennifolia con vegetación secundaria se registra la mayor cantidad de carbono en la biomasa con poco menos de 100 Mg C ha⁻¹. Por su parte el pastizal cultivado, que es la comunidad dominante, registra un contenido de carbono de 10 Mg C ha⁻¹.

El actual aprovechamiento de los recursos naturales en la cuenca no es adecuado para las condiciones biofísicas de esta, ya que se identificaron zonas con una tasa elevada de degradación en la cubierta vegetal, situación que disminuye el potencial de secuestro de carbono por parte de los ecosistemas de la cuenca.

Bibliografía

- Andrade H. J., M. Ibrahim. 2003. como monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles. *Agroforesteria en las Americas* 10:109-116.
- Arce N., E. Ortiz, M. Villalobos, S. Cordero. 2008. Existencias de carbono en charrales y sistemas agroforestales de cacao y banano de fincas indígenas bribri y cabecar de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 46:30-33.
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairn, 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.
- CONABIO. 2009. Sistema nacional de información sobre biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONAFOR. 2010. Sistema de información para la reforestación. Comisión Nacional Forestal. México.
- de Jong B., S. Ochoa, M. A. Castillo, N. Ramírez, M. A. Cairns. 2000. Carbon flux and patterns of land-use/land cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio* 29:504-511.
- de Jong B., M. Olguín, V. Maldonado, F. Rojas, F. Paz, J. Etchevers, O. Cruz, J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de GEI en el sector uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura. México: Memorias del I Simposio Mexicano del Carbono.
- Eggleston S., L. Buendía, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe. 2006. Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4. Editorial IGES. Japón. 673 pp.
- Gómez J. D., J. Etchevers, A. I. Monterroso, J. Campo, J. A. Tinoco. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia* Née. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17:261-272.
- INEGI. 2008. Uso de suelo y vegetación de la República Mexicana serie III escala 250,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Monterroso A. I., J. D. Gómez, M. L. Toledo, J. A. Tinoco. 2011. Simulated dynamics of net primary productivity (NPP) for outdoor livestock feeding coefficients driven by climate change scenarios in Mexico. *Atmósfera* 24: 69-88.
- Penman J., M. Gytarsky, T. Hiraiishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia. K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, F. Wagner. 2003. Good practice guidance for land use, land use change and forestry. Intergovernmental Panel on climate Change. Japón. 622 pp.
- Pineda M. R., G. Ortiz, L. R. Sánchez. 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.

- Ruíz J., M. C. Fandiño. 2009. Estado del bosque seco tropical e importancia relativa de su flora leñosa, Islas de la Vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe Suroccidental. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 33:5-15.
- Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller. 2007. *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. E.U.A. 996 pp.
- UNFCCC. 2010. *Clean development mechanism project design document form for afforestation and reforestation*. United Nations Framework Convention on Climate Change. Alemania. 106 pp.



1.17 Estimación de captura de carbono en suelos, bajo diferentes sistemas productivos agropecuarios en el municipio de Zacazonapan, estado de México

Torres-García Abraham A.¹; Orozco-Hernández Estela¹;
Mireles-Lezama Patricia¹ y Alvarez-Arteaga Gustavo¹

¹Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México, Calle Mariano Matamoros casi esquina Paseo Tollocan s/n, Colonia Universidad, C.P. 50130, Toluca, Estado de México. Autor para correspondencia: buzefalus.1406@gmail.com

Resumen

El estudio presenta los resultados de la estimación de la captura de carbono orgánico en suelo bajo diferentes sistemas productivos agropecuarios en el municipio de Zacazonapan estado de México. En el ambiente cálido del municipio no solo las condiciones físicas y biológicas del suelo inciden en las variaciones del contenido de carbono de los sistemas productivos analizados, sino más aún, la intervención humana a través de las prácticas de manejo tienen un papel principal en la explicación de las variaciones del contenido de carbono y materia orgánica en los suelos. Los tres sistemas productivos identificados en la zona de estudio son representativos de la adaptación del uso de la tierra a las condiciones biofísicas prevalecientes en parcelas ubicadas en planicie y laderas. Estos son: Sistema pastoril o extensivo (La alcantarilla, Los huajes, La Cruz), sistema de agricultura extensiva o de temporal (La Alcantarilla, Los Huajes, La mesa, La Cruz), sistema agrícola de riego (Caña de azúcar); de éstos el que más capturó carbono de acuerdo a los análisis de laboratorio fue el sistema de Riego con 124.52 t ha⁻¹. El estudio se apoyó en la clasificación de los sistemas productivos de la FAO y los parámetros de fertilidad de suelo que establece la NOM-021RECNAT-2000, ambos instrumentos y el trabajo de campo permitieron determinar la cantidad de carbono en toneladas, que captura cada uno de los sistemas productivos. Las muestras de suelo se colectaron en sitios seleccionados.

Palabras clave: captura de carbono, carbono orgánico en el suelo, sistemas productivos.

Introducción

La problemática ambiental que abarca entre otros temas la emisión de dióxido de carbono (CO₂) ha llevado a estudiar diferentes aspectos para aminorar el impacto negativo incrementado por el ser humano, esta situación ha influido a nivel global para estudiar las formas de contrarrestar este problema mediante la captura de carbono principalmente en bosques templados, sin embargo no se ha valorado lo suficiente el potencial del suelo en su condición de principal almacén de carbono orgánico. Es más amplio el vacío de conocimiento en suelos sujetos a diferentes usos productivos situados en clima cálido.

En México existen pocos estudios sobre el recurso suelo en climas cálidos y sobre su potencial de almacenamiento de carbono orgánico, estas son las razones principales por las que en el presente estudio, la finalidad del trabajo se centró en la estimación de la captura de carbono orgánico en suelo bajo diferentes sistemas productivos agropecuarios en el municipio de Zacazonapan, Estado de México. En esta perspectiva el manejo realizado por los productores es un factor fundamental que incide en la capacidad de los suelos para almacenar carbono orgánico.

El diseño de esta investigación partió de los objetivos del proyecto: “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”, clave CONACYT-SEMARNAT 107956, y los planteamientos que permitieron organizar los procedimientos de trabajo específicos se exponen a continuación.

Materiales y métodos

El establecimiento de zonas de muestreo en el municipio de Zacazonapan se realizó de la siguiente forma; En primer término se establecen parcelas experimentales en diferentes áreas de acuerdo con el sistema de uso de la tierra. La dimensión de las parcelas depende de la pendiente. En las zonas ubicadas en las laderas se establecen parcelas aproximadamente de 10 m de longitud y en las zonas planas de 20 m x 5 m esto de acuerdo con el estudio (CP, 2001).

La parcela debe dividirse en parcelas homogéneas de muestreo en cuanto a color, textura, tratamientos y cultivos. El número de muestras depende de la variabilidad o heterogeneidad de la parcela. La estimación será tanto más exacta cuanto mayor sea el número de submuestras. De modo orientativo se considera adecuado tomar de 15 a 40 muestras en cada parcela, haciéndolo en zig-zag e introduciendo todas las muestras en una bolsa común. No deberá tomarse ninguna muestra que represente una superficie mayor de 4 hectáreas. Se aconseja tomar de 10 a 20 submuestras para parcelas comprendidas entre 5000 y 10000 m².

El muestreo se realizó el 22 de noviembre de 2011. Se tomaron 11 muestras con una barrena cubriendo todo el terreno en forma de zigzag y de cada punto de muestreo se tomó una muestra de suelo de 0-20 cm y la muestra de subsuelo fue de 20-40 cm de profundidad; posteriormente se colocaron en dos cubetas una correspondía al suelo y las otra al subsuelo.

Después de obtener las once muestras se vaciaron cada una de las cubetas sobre un plástico y se revolvieron las muestras hasta obtener una muestra homogénea, por el método del cuarteo se tomó una cuarta parte de esa muestra y se colocó en bolsas de plástico etiquetadas con los datos de cada muestra para posteriormente hacer el análisis en el laboratorio.

En el laboratorio a cada una de las muestras se les realizaron los análisis de Densidad Aparente (DA), Densidad Real (DR), de acuerdo con el Manual de laboratorio para el manejo físico de suelos y los análisis de pH con H₂O, pH con KCl, contenido de Humedad, Materia Orgánica (MO), Porcentaje de Carbono Orgánico (% CO); se hicieron de acuerdo a la Norma-021RENAT 2000.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos de los análisis de laboratorio difieren de acuerdo al manejo que se le da a cada uno de los sistemas productivos y al relieve que presentan, dichos resultados se aprecian en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados de laboratorio

SISTEMA PASTORIL O EXTENSIVO (FAO, 2009) (La alcantarilla, los Huajes, la Cruz)	121.2 T C.
AGRICULTURA EXTENSIVA O DE TEMPORAL (FAO, 2009) (La Alcantarilla, Los Huajes, La mesa, La Cruz)	93.66 T C.
SISTEMA AGRÍCOLA DE RIEGO (FAO, 2009) (Caña de azúcar)	124.52 T C.

Uno de los principales factores que intervienen en la captura de carbono en el suelo, es la pendiente que presenta el sistema productivo, ya que en el caso del primer punto de muestreo (La alcantarilla, Los huajes, La Cruz) corresponde al Sistema Pastoral o Extensivo de acuerdo a la clasificación de sistemas

productivos de FAO (2009), el uso que se le da a este sistema es para ganadería extensiva con una ligera presencia forestal, el terreno tiene una pendiente de 15° y una afectación severa debido al porcentaje de pisadas de vacas encontradas. Los resultados obtenidos de toneladas de carbono capturado en el suelo fue de 121.23 T. El comportamiento del carbono capturado en el suelo en una zona de ladera disminuye al aumentar la pendiente, además del tipo de vegetación que se encuentre en dicha zona. La segunda zona de muestreo (La Alcantarilla, Los Huajes, La mesa, La Cruz) corresponde de acuerdo con la clasificación de FAO a la Agricultura extensiva o de temporal, se ubica en una ladera con una pendiente de 30° en una superficie de 3 ha, el área de agricultura de temporal con presencia forestal. El terreno tiene presencia de afloramiento de roca de un 15% y con un 5% de vegetación arbustiva. Los análisis realizados en el laboratorio arrojaron un resultado de 93.65 t C ha⁻¹ teniendo una caída de 30.5081 ton con respecto al segundo punto de muestreo, esta cantidad de captura de carbono es aceptable ya en una ladera mayor a 30° existe una menor acumulación é incorporación de materia orgánica (M.O) debido a que está más expuesta a la erosión y debido a la pendiente los microorganismos tienen una mayor movilidad en el suelo; entre esto dos puntos, la diferencia en el manejo es que en el segundo punto, además de la agricultura se introduce el ganado para pastoreo y en el tercer punto solo es utilizado para la producción agrícola y el zacate es retirado de la parcela para el consumo del ganado en los potreros. Otro factor que interviene en la captura de carbono es la presencia de la materia orgánica, de acuerdo con el estudio de (FAO, 2009), la pérdida de la materia orgánica tiende a disminuir la captura de C de un 10% a 20%, otra situación negativa que tiene el punto tres en la captura de carbono es la pérdida de la materia orgánica que se hace al retirar el zacate de la parcela.

Finalmente para el sitio (Caña de Azúcar) que de acuerdo a la clasificación de FAO (2001) corresponde al sistema agrícola de riego en un terreno de 3ha que pertenece a una hacienda que por más de 70 años cultiva la caña de azúcar con más de 1000 tareas al año esto equivale a 30 tareas por hectárea (una tareas refiere al trabajo realizado por el campesino en la parcela). Cada 15 días se riegan las parcelas con el sistema de riego por inundación; así sea en épocas de lluvia o no. Se obtuvo el siguiente resultado en el laboratorio 124.52 t C ha⁻¹ dada la especie *Saccharum officinarum* tienen una gran capacidad para a la captura de carbono y de acuerdo con Sierra Cárdenas (2010), la caña de azúcar presenta varios servicios ambientales asociados a la disminución de emisiones de CO₂.

Este punto de muestro tiene muchos factores que favorecen la captura de C, en primer lugar la pendiente no es mayor a 5° y lo que beneficia es el manejo que se le da a este sistema productivo, ya que para abonar la parcela se emplea la lama de los animales de esta forma se incorpora más materia orgánica al suelo y otro punto más importante es que para la cosecha de la caña de azúcar o (zafra) no se hace de la manera tradicional, el cual consiste en la quema del cultivo antes de cortarlo, en el sitio del muestreo, las cañas se cortan sin quemar y las hojas son regresadas a la parcela; también la forma de riego y el clima cálido de la región favorece a la descomposición de la materia orgánica acelerando un poco el proceso de la captura de carbono; debido a estos factores este sistema productivo es el que presenta la mayor captura de carbono en los cinco sitios que se muestrearon para este estudio.

Conclusiones

Uno de los principales responsables de la aceleración del efecto invernadero es el dióxido de carbono; sin embargo el sistema suelo está demostrado que después del mar es el que tiene mayor capacidad de almacenaje de carbono, pero existen pocos estudios sobre la captura de carbono particularmente en suelo de ambientes cálidos.

En el ambiente cálido del municipio de Zacazonapan no solo las condiciones físicas y biológicas del suelo inciden en las variaciones del contenido de carbono de los sistemas productivos analizados, sino más aún, la intervención humana a través de las prácticas de manejo tienen un papel principal en la

explicación de las variaciones del contenido de carbono y materia orgánica en los suelos de la zona de estudio.

Los tres sistemas productivos identificados en la zona de estudio son representativos de la adaptación del uso de la tierra a las condiciones biofísicas prevalecientes en parcelas ubicadas en planicie y laderas.

El muestreo en los diferentes sistemas productivos se realizó dentro de los parámetros que han sido establecidos en diversos trabajos (20-30 cm), los resultados del muestreo de suelo y subsuelo confirmaron que la mayor cantidad de carbono se almacena en el suelo y que por lo tanto las existencias de carbono en este compartimiento superior están expuestas a los efectos positivos o negativos de los sistemas de aprovechamiento y uso de la tierra (prácticas de manejo).

La variación en los contenidos de carbono capturado en los suelos de los sistemas productivos analizados en este estudio, destacan el más alto contenido de carbono en el sistema productivo de caña de azúcar, el cual demuestra que la adecuada combinación de los factores biofísicos y prácticas de manejo, entre ellos la topografía con una pendiente de 5°, riego, y la aplicación de abonos orgánicos, la ausencia de quemas y la permanencia del rastrojo y residuos agrícolas en el sitio, favorece la incorporación de la materia orgánica en el suelo y evita la emisión directa de gases de efecto invernadero a la atmósfera.

Los resultados del presente estudio dan pauta para sugerir la realización de estudios en otros sistemas productivos, con el objeto de valorar el papel que está desempeñando el suelo aprovechable y su potencial de captura de carbono en el ámbito regional del estado de México.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo brindado a este trabajo por el proyecto “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”, clave CONACYT-SEMARNAT 107956.

Bibliografía

- CP. 2001. Documento de la Tercera Reunión del Comité Técnico de Coordinación y Seguimiento del Proyecto Manejo Sustentable de Laderas. Oaxaca, México 30 de marzo de 2001. 84 pp.
- FAO. 2001. Sistemas de producción agropecuaria y pobreza. Como mejorar los medios de subsistencia de los pequeños agricultores ante este mundo cambiante. Malcom Hal. 480 pp.
- FAO. 2009. Captura de carbono en suelos para un manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos 96. Institut national de recherche agronomique París, Francia. 61 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. Tesis de maestría, Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Colombia.



1.18 Escalando la biomasa forestal del bosque tropical seco

Corona Rogelio^{1,2}

¹University of Edinburgh, UK, Autor para correspondencia: rogeliocoronan@yahoo.com.mx

²Procesos y Sistemas de Información en Geomática, S.A. de C.V. Calle 5 Viveros de Peten No. 18, Col. Viveros del Valle, C.P. 54060, Tlalnepantla, Estado de México.

Resumen

Actualmente, con el avance de la frontera agrícola, la expansión de las áreas urbanas y la extracción forestal selectiva se resalta la vulnerabilidad a la que el carbono forestal de diversos ecosistemas están sometidos. En este contexto, el bosque tropical seco ha sido uno de los de mayor afectación, y por ello uno de los que mayormente pudieran emitir CO₂ a la atmósfera. Para poder implementar actividades que puedan reducir este nivel de afectación, y en su caso revertirlos, diferentes mecanismos se han desarrollado (REDD+, MDL, pago por servicios ambientales, etc). Sin embargo, todos ellos dependen de una correcta estimación de dichos capitales. En este estudio presentamos las estimaciones de biomasa forestal presenten en el municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca, y la aproximación metodológica empleada en campo y el empleo de sensores remotos. Por ejemplo, aunque los sensores remotos son instrumentos ampliamente utilizados para escalar este tipo de información, el nivel de aplicación para espacializar la biomasa forestal en el trópico seco no ha sido ampliamente analizado, por lo que se desconocen las mejores prácticas para poder realizar este procedimiento. En este estudio se pretende explorar el efecto del empleo de índices espectrales pudieran mejorar las estimaciones de biomasa del bosque tropical seco y compararlos con los valores estimados con mediciones de campo.

Palabras clave: capitales de carbono, biomasa, sensores remotos, bosque tropical seco, Oaxaca.

Abstract

Currently, with the advance of the agricultural frontier, the expansion of urban areas and selective logging highlights the vulnerability that carbon stocks of diverse ecosystems are subjected. Under this context, the tropical dry forest has been one of the most endangered, and therefore one that may become as one of the most important CO₂ emitters. In order to promote activities that can reduce this rate of disturbance, and in some cases to reverse such impacts, different mechanisms has been developed (REDD+, CDM, PES, etc). However, all of them rely on a proper carbon stock estimation. Remote sensors are instruments widely used for upscaling this type of information. Nevertheless, the applicability to upscale forest biomass in the dry tropics is still scarce, as a result it is unknown the best practices to perform this procedure. This study aims to explore the effect of how the use of simple bands, the combination of them, the use of different spectral indexes and the use of topographic and climatic variables within a statistical analysis may lead into a better biomass estimation in the tropical dry forest. Complementary to these, it is of great concern to evaluate how the allometric equation selection and the use of basal area may lead into an improvement of the biomass estimates.

Key words: carbon stocks, remote sensing, estimations, sources of error, Oaxaca.

Introducción

El cambio del uso/cobertura del suelo es un proceso relevante con consecuencias locales, regionales y globales (Foley *et al.*, 2005). La deforestación total o parcial (degradación) puede ser considerada como una de las principales fuerzas conductoras que alteran el ciclo del carbono. Por ello, el aumento de la biomasa forestal es un elemento clave para poder mitigar los efectos del cambio climático por la reducción directa de los gases de efecto invernadero.

La medición de la biomasa forestal generalmente se realiza directamente en campo a partir de un proceso destructivo, el cual normalmente es muy costoso. Sin embargo, las estimaciones de biomasa a partir de mediciones dasométricas (diámetro basal, diámetro normal, altura y diámetro de las copas) de árboles y/o arbustos y su posterior aplicación en ecuaciones alométricas de especies y/o ecosistemas con condiciones biofísicas similares es una gran alternativa para evitar los procesos destructivos y los altos costos.

El uso de imágenes satelitales ha ganado una mayor aceptación como herramienta para hacer estimaciones de almacenamiento de carbono (C) en las coberturas forestales. El uso de estas imágenes ha presentado buenos resultados para entender la distribución de la biomasa en ecosistemas de bosques de zonas templadas (Lawrence y Ripple, 1998; Boyd *et al.*, 2002; Dong *et al.*, 2003). Sin embargo, su aplicación en bosques húmedos tropicales ha sido limitada sobre todo cuando se ha intentado relacionar los datos satelitales con la biomasa vegetal, con el índice del área foliar o con la edad de los bosques (Nelson *et al.*, 2000; Steininger, 2000; Foody *et al.*, 2001; Lu *et al.*, 2004, Gasparri *et al.*, 2007).

En México el bosque tropical seco (BTS) se encuentra principalmente a lo largo de la vertiente del Pacífico, desde Sonora hasta Chiapas. Estos bosques están sufriendo una rápida conversión por avance de la frontera agrícola del tipo tumba roza y quema, y para el establecimiento de pastos para el ganado. De acuerdo con Janzen (1986) y Hoekstra *et al.*, (2005) estos son de los ecosistemas más amenazados del mundo. Se calcula que las selvas mexicanas cubrían alrededor de un 20% de la superficie nacional, del cual el 60% corresponde al BTS (Miranda y Hernández 1963; Villalobos, 1994). El cálculo de 1976 al 2000 muestra que la pérdida fue de 181 975 ha por año (Mas *et al.*, 2004). La tasa de deforestación anual nacional estimada en el periodo de 1990-1995 para el BTC fue de 300 000 ha por año (Miranda, 1996). Aunque existen algunos otros reportes que la tasa de deforestación para el año de 1992 fue de 163 000 ha por año (Rincón *et al.*, 1999).

La deforestación es la segunda fuente de emisiones a la atmósfera, después de la quema de combustibles fósiles (Van der Werf *et al.*, 2009). Para muchos países en vías de desarrollo, la deforestación y/o degradación de la vegetación es la principal fuente de gases de efecto invernadero (IPCC, 2007). Por ello, la reducción de la deforestación, la restauración de tierras degradadas y el mejoramiento de prácticas agropecuarias pueden reducir significativamente las emisiones a la atmósfera (House *et al.*, 2002). De acuerdo con Corona (2008) el desarrollo económico de una región, principalmente en el sector terciario, ha promovido la regeneración del bosque, lo que se traduce en la reducción de emisiones de dióxido de C proveniente de la deforestación. Sin embargo, se desconoce cómo dichos capitales de C se distribuyen dentro del paisaje. De esta manera, el entendimiento de la distribución de los capitales, pueden fungir como base para la generación de políticas de apropiación de la tierra y del desarrollo urbano.

Materiales y métodos

En este trabajo se estimaron los capitales de C del año 2012 por medio de un inventario forestal realizado en sitio durante diferentes campañas de muestreo en época de secas en los años 2010, 2011 y 2012. En este estudio se seleccionaron 136 parcelas con una superficie de 100 m² cada una, 4 parcelas

de 2500 m², 4 de 10 000 m² cada y 2 de 40 000 m². Dentro de cada parcela se tomaron los siguientes datos por cada individuo: para árboles se determinó la especie, la altura y el diámetro normal; y para arbustos, el diámetro basal, la altura y los radios de la copa.

Dentro de cada parcela de 100 m² se anidaron tres cuadrantes de 900 cm² donde se recogieron las hierbas, pastos, mantillo, troncos (necromasa). Igualmente, para el caso de los bejucos, se establecieron tres parcelas anidadas de 1 m² donde se cortaron todos los elementos aéreos que estuvieran presentes. Posteriormente, se pesaron en sitio con una balanza digital con un error de +/- 1 g y se llevaron a laboratorio para secar hasta peso constante. Se calculó el porcentaje de humedad de cada muestra y se estimaron los almacenes de carbono de toda la parcela. Para la determinación de los capitales de C se estimó el porcentaje de carbono por medio de análisis de laboratorio.

Se emplearon diferentes imágenes Landsat para calcular los diferentes índices de vegetación. Las imágenes corresponden a la época de secas que es cuando existe la menor actividad fotosintética en este tipo de ecosistemas y la ausencia de nubes, esto evita la sobresaturación de la información espectral por el elevado índice foliar que se puede presentar, concentrando los valores en los rangos medios (Gilbert *et al.*, 1997; Purevdorj *et al.*, 1998; Dong *et al.*, 2003).

Para el cálculo de la biomasa se optó por la regresión múltiple lineal generalizada (GLM) con una distribución del error del tipo Poisson y Gaussian con el programa R 2.13.1 (2011). Los diferentes índices de vegetación fueron transformados a una imagen de 8 bits y todas estas capas funcionaron como la variable independiente. Mientras que las estimaciones de biomasa forestal fungieron como la variable dependiente. Con esto se logró explorar en la relación intrínseca entre la reflectancia y la biomasa, reduciendo la multicolinealidad que puede surgir entre las diferentes bandas espectrales. La selección del mejor modelo se hizo a través de la evaluación de r^2 , r^2 ajustada y el criterio de Akaike. Los dos primeros criterios debían ser los más altos, mientras que se busca que el criterio de Akaike fue el más bajo posible. Además, los mejores modelos fueron evaluados por medio del análisis de los residuales. Los residuales fueron evaluados por medio de la identificación del valor máximo, mínimo, promedio y desviación estándar. Estos índices fueron empleados con el fin de distinguir el modelo que mostrara menos variación entre el dato real y el modelado, y que mostrara la desviación estándar más baja. Como complemento se evaluó el índice de correlación de Pearson entre el valor real y el modelado para poder resolver el grado en el que se puede explicar la varianza de los datos.

Resultados y discusión

Un promedio de 5427 individuos forestales por hectárea fueron inventariados, de los cuales el 78.8% de ellos se concentran en un DAP < 10 cm. Estos valores son superiores a los reportados para la Sierra de Huatla, Morelos, Saynes *et al.*, (2005) donde reportan una densidad de individuos por hectárea de 1938 ± 322 en un bosque sucesional (20 a 30 años de edad) y 2153 ± 377 en uno primario. Mientras que Jaramillo *et al.*, (2003) para Chamela se estiman más de 4000 individuos por hectárea y Castellanos *et al.*, (1991) para la misma región un promedio de 4700, resultados similares a los encontrados en este estudio para bosques tropicales conservados.

Lo que se refiere a la biomasa, empleando la ecuación alométrica reportada por Brown, (1997) para árboles y Návara *et al.*, (2004) para arbustos, el 29.2% de la biomasa se concentra en la clase diamétrica < 10 cm, mientras que el 40.9% es en la clase de DAP 10-20 cm, significando cerca de un 30% de la biomasa presente en DAP > 20 cm (Figura 1). La biomasa promedio por hectárea asciende a 101.39 ± 7.10 Mg ha⁻¹ en peso seco para individuos forestales vivos, 15.89 ± 1.29 Mg ha⁻¹ en peso seco de mantillo y 2.81 ± 0.41 Mg ha⁻¹ de necromasa, valores similares reportados para otros bosques secos dentro del contexto nacional e internacional. Lo que respecta a los valores reportados dentro del contexto nacional, Martínez-Yrizar *et al.*, (1992) reportaron una biomasa para Chamela, Jalisco de 85

Mg ha⁻¹, mientras que Jaramillo *et al.*, (2003) encontraron una biomasa de 94 a 126 Mg ha⁻¹, valores similares a los encontrados en este estudio. Sin embargo, nuestras estimaciones indican la existencia de áreas con una biomasa que supera los 200 Mg ha⁻¹ y en algunos sitios hasta los 250 Mg ha⁻¹, principalmente en las pequeñas cañadas y en las orientaciones noroeste. Esto pone de manifiesto que en esta región existen grandes capitales de carbono, que llegan a superar la media nacional y regional, y que debieran protegerse para no ser emitidos a la atmósfera. Lo que se refiere a la concentración de carbono en madera se determinó de 47.39% y de mantillo 33.59%, valores similares a los reportados por Jaramillo *et al.*, (2003), Eaton y Lawrence (2009), y el IPCC (2007) para bosques de este tipo.

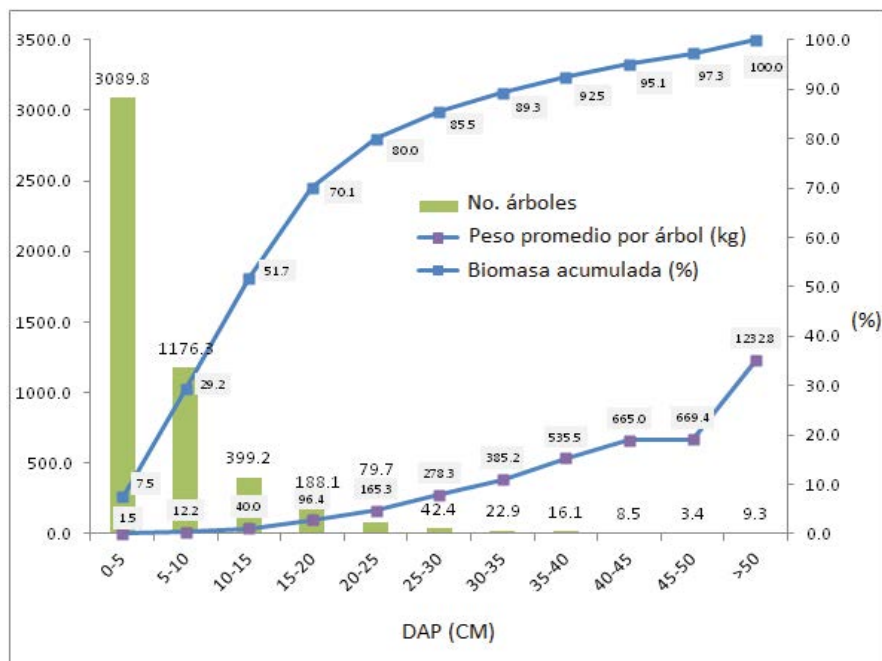


Figura 1. Distribución de biomasa forestal inventariada en campo.

El índice de vegetación que mostró los mejores resultados para explicar la variabilidad de la biomasa forestal fue el NDVI con una transformación a 8 bits. Se estimó un valor de r^2 de 0.792 y la ecuación fue Kg biomasa = [(EXP (-9.914) + (0.2718 * NDVI) + (-0.0009203 * NDVI²)] * 0.01111] (Figura 1). Toda vez que el NDVI es un índice que ayuda a distinguir las características de la vegetación los valores bajos de NDVI se encontraron en áreas con vegetación dispersa, campos cultivados y en zona de pastizales. Mientras que los valores más altos se registraron en los bosques maduros y en la zonas de vegetación de galería y ribereñas. Las etapas sucesionales del bosque se encontraron en los valores intermedios en un gradiente entre las etapas indicadas anteriormente. Anaya *et al.*, (2009) hicieron una amplia revisión de los rangos reportados de biomasa para diferentes tipos de vegetación en zonas tropicales, donde indica que los pastizales se concentran entre 0.6 a 10 Mg ha⁻¹, valores similares estimados por medio de este análisis. Ahora bien, con este estudio se puede identificar la alta variabilidad de la biomasa, resultado de la perturbación a la que el bosque está sometido. Aunque la biomasa promedio estimada para el bosque tropical seco medida en campo supera los 100 Mg por hectárea, cuando se evalúa la concentración a nivel de paisaje por sensores remotos, este valor se ve reducido (91.3 Mg ha⁻¹), principalmente por el efecto de las parcelas agrícolas y las actividades pecuarias (Cuadro 1). Finalmente, el total de la biomasa aérea forestal presente en el sitio es de 3469.4

Gg. En la Figura 2 y 3 se muestra la distribución de la biomasa y donde se define que se concentran principalmente en el rango de 49.2 a 97.4 Mg ha⁻¹, en una superficie cercana a las 29 217 ha⁻¹.

Cuadro 1. Concentración de almacenes de C

Unidad	Superficie	Mg _{min.} ha ⁻¹	Mg _{máx.} ha ⁻¹	Mg _{prom.} ha ⁻¹	Mg _{total}
A	7 310.2	2.7	303.1	100.9	737 321.4
B	6 665.3	5.1	303.1	89.6	597 117.6
C	4 581.3	4.7	303.1	81.8	374 585.4
D	19 446.2	3.4	303.1	90.5	1 760 383.5
Total	38 003.0	2.7	303.1	91.3	3 469 407.9

La distribución de la biomasa de la selva baja caducifolia resultó estar correlacionada con dos factores, el primero corresponde a una cuestión de grado de perturbación de la vegetación. Donde la vegetación con mayor calidad forestal resultó contener los valores más altos de biomasa. Sin embargo, el segundo factor se relacionó con cuestiones climáticas. Es decir, sitios donde se presentan condiciones climáticas menos favorables para el desarrollo de la vegetación, como mayor temperatura y menor humedad, es donde se la concentración de biomasa forestal es la más baja. Por el contrario, en sitios con mayor humedad y menor temperatura la vegetación presenta un mayor grado de desarrollo, logrando que los individuos forestales de mayor porte. Por ejemplo, la porción Este del sitio de estudio presentó una menor humedad del ambiente y una mayor temperatura, observaciones realizadas en campo. Sin embargo, los sitios con pequeñas depresiones, como las cañadas, los sitios con mayor altitud y la porción Oeste del sitio de estudio mostraron tener una menor temperatura y mayor humedad ambiental.

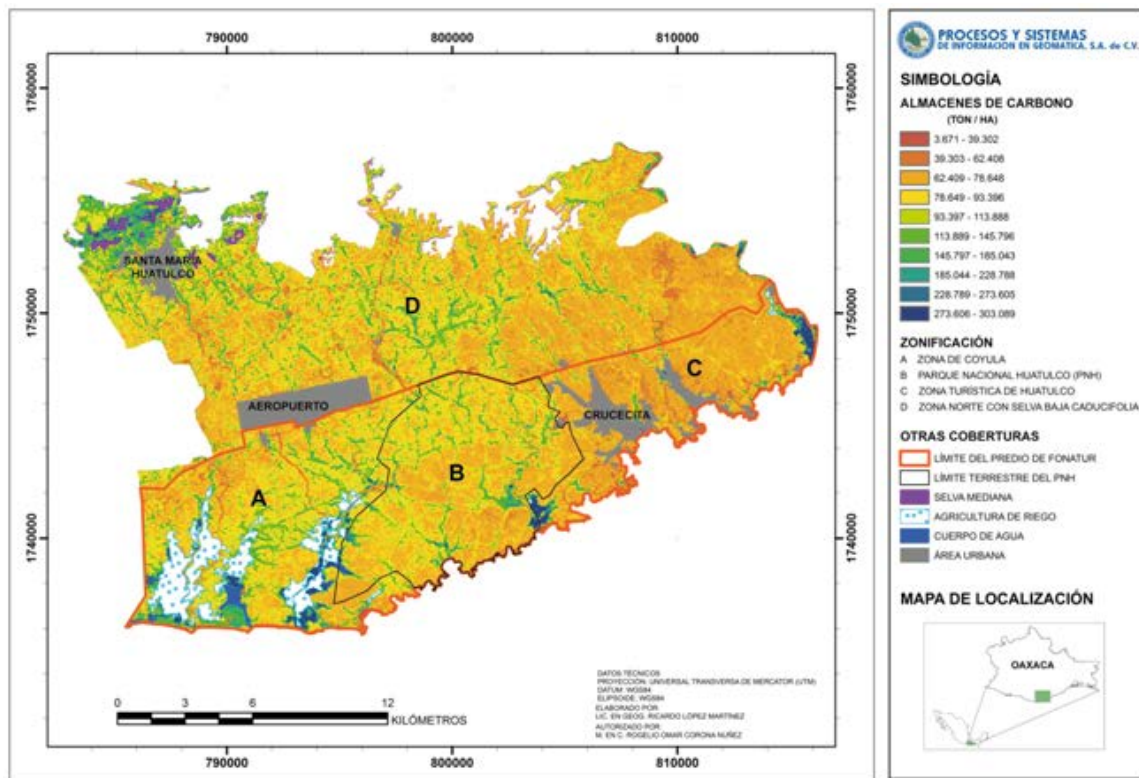


Figura 2. Distribución de la biomasa forestal.

Por lo indicado anteriormente, se puede entender que la existencia de zonas con mayor calidad forestal no necesariamente son las que contienen la mayor concentración de biomasa, como es el caso de la zona B (Parque Nacional) y la C. Por el contrario, se encuentran las zonas A y D que contienen principalmente una selva con calidad media, y un alto grado de perturbación por la extracción de material forestal, pastizales para ganadería y agricultura del tipo roza tumba y quema. Pero al contener las mejores condiciones climáticas para el desarrollo de la vegetación, los balances de biomasa responden a que la biomasa media son los dos más altas de las zonas analizadas.

Conclusiones

Los resultados mostraron que las concentraciones de biomasa de este sitio, son superiores a la media nacional y a las reportadas dentro de un contexto internacional. Por lo que se pone de manifiesto la importancia de su conservación. La biomasa forestal responde a las presiones bióticas locales, por lo que los cambios de la humedad del medio ambiente, la incidencia de los vientos, insolación, etc., pueden favorecer o limitar los almacenes de carbono en los bosques secos.

Los resultados presentados en este trabajo sugieren que las imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ proveen datos valiosos que pueden ser relacionados con información de campo para desarrollar metodologías de monitoreo de biomasa aérea de los bosques tropicales secos. Donde se mostró que con manipulaciones sencillas y sin correcciones espectrales se pueden tener valoraciones confiables de la biomasa forestal, y por tanto de los capitales de carbono. Sin embargo, es necesario explorar otros sensores remotos y manipulaciones de las bandas espectrales para definir si las estimaciones pudieran ser mejoradas.

Una gran ventaja de estos análisis es que se puede distinguir la distribución espacial de los capitales de carbono dentro de un contexto regional y las concentraciones totales de la biomasa. De esta manera, se evitan las sobre valoraciones de los capitales de carbono por medio de una simple extrapolación de la biomasa media a toda el área en estudio o con el potencial de SBC; como la gran mayoría de los estudios que se han realizado a nivel nacional. Otra ventaja que presenta este método es que puede ser adaptado e integrado en los planes de desarrollo urbano. Toda vez que no sólo se puede tener una buena aproximación de los valores de biomasa. Sino que también de su ubicación, lo que es una buena herramienta para poder proteger los almacenes de carbono, evitando su desmonte por concepto de cambio de uso/cobertura del suelo para el establecimiento de coberturas antrópicas.

Agradecimientos

Quiero agradecer al Geog. Ricardo López Martínez por el procesamiento de la información en el SIG y por el apoyo de muestreo en campo, y al M. en C. Jorge Calónico Soto por el apoyo de muestreo y clasificación de especies forestales en campo. Así también quiero agradecer al CONACyT por la beca para la realización de mis estudios doctorales.

Bibliografía

- Anaya J., E. Chuvieco, A. Palacios-Urueta. 2009. Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management* 257:1237-1246.
- Boyd D., G. Foody, W. Ripple. 2002. Evaluation of approaches for forest cover estimation in the Pacific Northwest, USA, using remote sensing. *Applied Geography* 22:375-392.
- Brown S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. *FAO Forestry Paper* 134 pp.
- Castellanos J., M. Mass, J. Kummerow. 1991. Root biomass of a dry deciduous tropical forest in Mexico. *Plant and Soil* 131:225-228.



- Corona R. 2008. Dinámica espacio-temporal de los conductores sociales, políticos y económicos de la deforestación y de los cambios de uso/cobertura del suelo a escala local en el bosque tropical caducifolio del sur de Oaxaca, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, UNAM.
- Dong J., R. Kaufmann, R. Myneni, C. Tucker, P. Kauppi, J. Liskid, W. Buermann, V. Alexeyev, M. K. Hughes. 2003. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing Environment* 84:393-410.
- Eaton J., D. Lawrence. 2009. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management* 258:949-958.
- Foley J., R. DeFries, G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. Carpenter, F. Chapin, M. Coe, G. Daily, H. Gibbs, J. Helkowski, T. Holloway, E. Howard, C. Kucharik, C. Monfreda, J. Patz, I. Prentice, N. Ramankutty, P. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Foody G., M. Cutler, J. McMorrow, D. Pelz, H. Tangki, D. Boyd, I. Douglas. 2001. Mapping the biomass of Bornean rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography* 10:379-387.
- Gasparri N., M. Parmuchi, J. Bono, H. Karszenbaum, L. Montenegro. 2007. Utilidad de imágenes Landsat 7 ETM+ de diferentes fechas para la estimación de biomasa aérea en bosques subtropicales secos de Argentina. Congreso de la asociación española de Teledetección.
- Gilbert M. A., J. González-Piqueras, J. García-Haro. 1997. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de teledetección* 8:1-10.
- Hoekstra J., T. Boucher, T. Ricketts, C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29.
- House J. I., I. Colin, C. Le Quere. 2002. Maximum impacts of future reforestation or deforestation on atmospheric CO₂. *Global Change Biology* 8:1047-1052.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, UK and New York, USA, Cambridge University Press.
- Janzen D. 1986. Tropical Dry Forest. The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. En: E. Wilson (Ed), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington. 538 pp.
- Jaramillo V., B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. Cummings, E. Ellingson. 2003. Biomasa, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Lawrence R., W. Ripple. 1998. Comparisons among vegetation indices and bandwise regression in a highly disturbed, heterogeneous landscape: Mount St. Helens, Washington. *Remote Sensing Environment* 64:91-102.
- Lu D., P. Mausel, E. Brondízio, E. Moran. 2004. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management* 198:149-167.
- Martínez-Yrizar J., A. Sarukhan, E. Perez-Jimenez, J. Rincon, A. Maass, L. Solis-Magallanes, Cervantes. 1992. Above-Ground Phytomass of a Tropical Deciduous Forest on the Coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96.
- Mas J. F., A. Velázquez, J. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández, A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multivariate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:249-261.
- Miranda F., E. Hernández. 1963. Los tipos de Vegetación en México y su Clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México, SARH, México* 23 pp.
- Miranda A. 1996. La Selva Tropical Estacional: Entre la vida y la muerte. *Ocelotl, Revista Mexicana de Conservación, México, Pronatura A. C.* 5:28-35.
- Návара J., E. Méndezb, Nájera, J. Gracianob, Dalec, Parresold. B. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59:657-674.
- Nelson R., D. Kimes, W. Salas, M. Routhier. 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience* 50:419-431.
- Purevdorj T., R. Tateishi, Y. Honda. 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19:3519-3535.
- R 2.13.1. 2011. R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Consultado en <http://www.R-project.org>.
- Rincón E., M. Álvarez, G. González, P. Huante, A. Hernández. 1999. *Gaceta Ecológica, México-SEMARNAT-INE* 53:62-71.
- Saynes V., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, J. E. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* 29:282-289.

- Steininger M. K. 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing* 21:1139-1157.
- Van der Werf G, D. Morton, R. DeFries, J. Olivier, P. Kasibhatla, R. Jackson, G. Collatz, J. Randerson. 2009. CO2 emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2:737-738.
- Villalobos J. 1994. *Revegetación y Reforestación de las Áreas Ganaderas en las Zonas Tropicales de México*. SARH, Subsecretaría de Ganadería. COTECOCA, México 38 pp.



1.19 Generación de dos modelos para determinar el carbono de dos especies de encino

Carrillo-Anzures Fernando¹; Acosta-Mireles Miguel¹ y Tomás-Mayorquín Carlos E.²

¹INIFAP CEVAMEX Km 13.5 Carretera Los Reyes-Texcoco, Coatlinchán, Texcoco, Estado de México 56250, México. Autor para correspondencia: carrillo.fernando@inifap.gob.mx

²Protectora de Bosques, Rancho Guadalupe S/N Conjunto SEDAGRO, Estado de México, México.

Resumen

Se generaron dos ecuaciones alométricas para estimar la biomasa en dos especies de encino *Quercus rugosa* y *Quercus laurina*. Para generar las ecuaciones se midieron, se derribaron y pesaron en campo 15 árboles de cada especie de diferentes tamaños. En campo los árboles fueron derribados y pesados, separando sus partes en fuste, ramas y follaje. De cada una de estas partes, se tomaron muestras y una vez que se secaron en campo, fueron llevadas al laboratorio para secarlas a peso constante y determinar su contenido de humedad. Una vez calculada la cantidad de biomasa por cada individuo, se tomaron submuestras de cada parte del árbol para ser analizadas en el laboratorio y determinar el contenido de carbono. La concentración de carbono para *Quercus rugosa* en el fuste fue de 47.9 %, ramas de 47.4 % y follaje 48.0 %; en el caso de *Quercus laurina*, la concentración de carbono en el fuste fue de 48.1 %, en las ramas de 47.7 y en el follaje 50.2 %; con esta información se generaron las ecuaciones alométricas mediante el modelo potencial $Y = \alpha X^\beta$ en donde Y es la variable respuesta, en este caso, la cantidad de carbono en Kg y X la variable predictora, en este caso el DN en cm. Los modelos generados fueron para *Q. rugosa*: $C = 0.0408DN^{2.6344}$ y para *Q. laurina* $C = 0.1056DN^{2.2804}$, ambas ecuaciones con una R^2 mayor a 91 %.

Palabras clave: *Quercus laurina*, *Quercus rugosa*, carbono, ecuaciones alométricas.

Abstract

Two allometric equations were generated to estimate biomass in *Quercus rugosa* and *Quercus laurina*. To generate equations were measured, harvested and weighed in field 15 trees of each species of different sizes; for *Q. rugosa* trees ranged from 11.3 to 32.3 cm diameter at the breast height (DBH) and 7 to 13 m in height. Trees of *Q. laurina* ranged from 9.3 to 31.3 cm DBH and 5-21 m in height. In field trees were harvested and weighted, separating its parts in stem, branches and foliage. Each of these parts, samples were taken and once they were dried in the field, they were taken to the laboratory for dried to constant weight and determine its moisture content. Once calculated the amount of biomass for each individual, each part of the tree subsamples were taken to be analyzed in the laboratory to determine carbon content. The carbon concentration for *Quercus rugosa* in stem was 47.9%, in branches 47.4% and foliage 48.0%; in the case of *Quercus laurina*, the concentration of carbon in stem was 48.1%, 50.2 % foliage and 47.7% in branches. With this information allometric equations were generated by $Y = \alpha X^\beta$ potential model, where Y is the response variable, in this case the amount of carbon in kg and X the predictor variable, in this case the DN in cm. Two models were generated, for *Q. rugosa*: $C = 0.0408DN^{2.6344}$ and *Q. laurina* $C = 0.1056DN^{2.2804}$, both equations with R^2 greater than 91%.

Key words: *Quercus laurina*, *Quercus rugosa*, carbon, allometric equations.

Introducción

El efecto invernadero se origina por la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera debido a que las partículas de esos gases, dejan pasar los rayos solares, ya que estas partículas viajan en una longitud de onda corta por lo que son “transparentes” a los GEI. Sin embargo, una vez que entran a la tierra parte de esa energía se refleja en diferentes proporciones dependiendo del lugar que la refleje, por ejemplo los océanos y los desiertos reflejan mayor cantidad de luz que las áreas provistas de vegetación. Una vez que la luz del sol se refleja, las partículas de calor viajan a longitudes de onda más largas y entonces la capa de los GEI las atrapan y las devuelven a la tierra, realizando así el fenómeno físico conocido como efecto invernadero. De no ocurrir este fenómeno físico de efecto invernadero, el planeta tierra sería cerca de 30 °C más frío de lo que es ahora (Isaza y Campos, 2007), situación que haría prácticamente imposible que hubiera vida en la Tierra, sin embargo, debido a este fenómeno físico existe una gran diversidad de vida en la Tierra.

Los GEI más importantes involucrados en este proceso son: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (NO_x), vapor de agua (H₂O), ozono troposférico y estratosférico (O₃) y los halocarbonos (DGF, 2009). El efecto invernadero que estos gases producen, a su vez causa el calentamiento de la tierra, este fenómeno se denomina calentamiento global (Isaza y Campos, 2007).

En la actualidad el ser humano tiene capacidad de afectar directamente en el sistema climático, tal y como se ha puesto de manifiesto con la masiva emisión de gases con efecto invernadero resultado de la utilización de combustibles fósiles (Duarte *et al.*, 2006). Las actividades humanas generan emisiones de cuatro GEI de larga permanencia: CO₂, metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y halocarbonos (grupo de gases que contienen flúor, cloro o bromo). Las concentraciones de GEI en la atmósfera aumentan cuando las emisiones son superiores en magnitud a los procesos de detracción (IPCC, 2007).

Los cambios experimentados por las concentraciones de los GEI y aerosoles en la atmósfera, por la cubierta terrestre y por la radiación solar alteran el balance de energía del sistema climático y son factores que propician el cambio climático. Afectan la absorción, la dispersión y la emisión de radiación en la atmósfera y en la superficie de la Tierra, también, los cambios positivos o negativos del balance de energía por efecto de esos factores se expresan en términos de forzamiento radiativo, que es la magnitud utilizada para comparar las influencias de naturaleza térmica sobre el clima mundial (IPCC, 2007).

El carbono se acumula en los ecosistemas forestales mediante la absorción de CO₂ atmosférico y su asimilación en la biomasa. El carbono se almacena tanto en la biomasa viva (la madera en pie, las ramas, el follaje y las raíces) como en la biomasa muerta (la hojarasca, los restos de madera, la materia orgánica del suelo y los productos forestales). Cualquier actividad que afecte al volumen de la biomasa en la vegetación y el suelo tiene capacidad para retener o liberar carbono de la atmósfera o hacia la atmósfera (FAO, 2001).

Para medir la cantidad de carbono de la parte aérea en un ecosistema terrestre, se requiere por lo general de un análisis destructivo directo (Brown, 1997), no obstante se puede recurrir al uso de funciones que estimen la cantidad de carbono, sobretodo en árboles, usando las dimensiones de éste sin la necesidad de derribarlos, Huxley (1932) lo denominó como funciones matemáticas basadas en las relaciones alométricas que ocurren entre los órganos de un individuo, en donde mediante la medición de un órgano, se puede obtener la dimensión de otro y que prácticamente se pueden usar para cualquier ser vivo. Esta metodología es muy práctica sobre todo para determinar la biomasa en árboles de dimensiones considerables por el tamaño que estos tienen.

Esta metodología es muy práctica sobre todo para determinar la biomasa en árboles de dimensiones considerables por el tamaño que estos tienen, por ello, es necesario contar con métodos de estimación

rápidos y sencillos para determinar el carbono secuestrado por los ecosistemas forestales (Zianis y Mencuccini, 2004; Zianis *et al.*, 2005).

En el presente trabajo se plantearon como objetivos determinar los parámetros de dos ecuaciones alométricas que permitan calcular la biomasa y el contenido de carbono de la porción aérea de *Quercus rugosa* Née y *Quercus laurina* Liebm. ex A. DC., en San Pablo Ixayoc, Texcoco, Estado de México.

Materiales y métodos

Para realizar la determinación de las ecuaciones alométricas, se siguió la metodología utilizada por Acosta *et al.* (2002), Avendaño *et al.* (2009), Díaz (2007) y Bonilla (2009). Se midieron, derribaron, pesaron y secaron 15 árboles de diferentes tamaños de dos especies de encino (*Quercus rugosa* y *Quercus laurina*), en el Ejido de San Pablo Ixayoc, aprovechando que existe un programa de aprovechamiento forestal vigente y que es posible derribar los árboles para su aprovechamiento y descontarlos del volumen autorizado para esa anualidad, esto de acuerdo a la normatividad por parte de la SEMARNAT.

Los árboles de *Quercus rugosa* que se seleccionaron fueron de un tamaño de 11.3 hasta 32.3 cm de DN y de 6 hasta 13 m de altura total. Los árboles de *Q. laurina* tuvieron un tamaño de 10.2 hasta 31.3 cm de DN y de una altura desde 5 a 21 m. Una vez que los árboles se midieron, se derribaron y pesaron en campo, se tomaron muestras de cada una de las partes del árbol, de esta manera, se tomaron muestras del tronco o fuste principal, de acuerdo al número de trozas en que se dividió el tronco, o sea, una rodaja por cada troza.

Otras muestras se tomaron de las ramas y otras del follaje. Esas mismas muestras se pesaron en el campo y se trasladaron a un invernadero para secarlas hasta obtener su peso seco, una vez obtenido su peso seco nuevamente se pesaron para determinar la cantidad de humedad que perdieron desde su peso original registrado en campo. De esta manera se hicieron los cálculos para determinar la biomasa total por cada árbol individual, de ambas especies.

Para determinar el contenido de carbono de las muestras de rodajas, ramas y follaje se obtuvo una submuestra de aproximadamente 50 g, respectivamente, con las características mencionadas por Acosta *et al.* (2002). Las submuestras se molieron y secaron por dos horas a 60 °C y posteriormente se determinó su contenido de carbono por el método de combustión seca por medio del analizador de carbono Total Organic Carbon Analyzer (TOC-5050A).

Para obtener el contenido de carbono del fuste, ramas y follaje de todo el árbol se multiplicó la biomasa total de cada componente por el promedio de la fracción del contenido de carbono obtenido de las submuestras de cada componente. El contenido de carbono del árbol completo fue el resultado de la suma del carbono del tocón, fuste, ramas y follaje.

Una vez obtenidos los datos de contenido de carbono de cada árbol en kilogramos, se empleó el modelo alométrico desarrollado para estimar la biomasa y se correlacionó el contenido de carbono en función del diámetro normal, usando los datos de ambas variables para cada árbol (DN y biomasa).

Resultados y discusión

En los Cuadros 1 y 2 se muestran los datos de los árboles que se midieron, derribaron y pesaron en campo para *Quercus rugosa* y para *Quercus laurina*, respectivamente, como se puede observar, para ambas especies se intentó abarcar la mayor parte de las categorías de los tamaños de los árboles, para que estuvieran representadas ambas especies una vez que se obtuvieran los modelos para estimar la cantidad de carbono en función de su diámetro normal (Figuras 1 y 2).

Cuadro 1. Datos de los árboles muestreados de *Quercus rugosa* en el Ejido de San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica que determina la cantidad de carbono en función del diámetro normal

No. de árbol	DN (cm)	Altura (m)
1	19.3	8
2	21.3	9
3	11.3	7
4	17.3	7
5	25.0	10
6	15.3	7
7	19.0	9
8	32.3	11
9	23.3	12
10	30.3	13
11	18.3	12
12	13.3	6
13	15.0	6
14	17.0	9
15	29.3	11

Cuadro 2. Datos de los árboles muestreados de *Quercus laurina* en el Ejido de San Pablo Ixayoc, para obtener la ecuación alométrica que determina la cantidad de carbono en función del diámetro normal

No. de árbol	DN (cm)	Altura (m)
1	10.2	5
2	21.3	10
3	17.0	12
4	26.0	17
5	28.7	19
6	31.3	21
7	21.3	18
8	12.3	6
9	14.3	8
10	24.2	15
11	15.0	8
12	18.3	7
13	17.3	8
14	13.0	7
15	19.3	9

En las Figuras 1 y 2 se muestra la gráfica de la distribución de puntos que relaciona las variables diámetro normal (cm) como variable predictora contra la variable carbono (Kg), como variable predicha o variable respuesta.

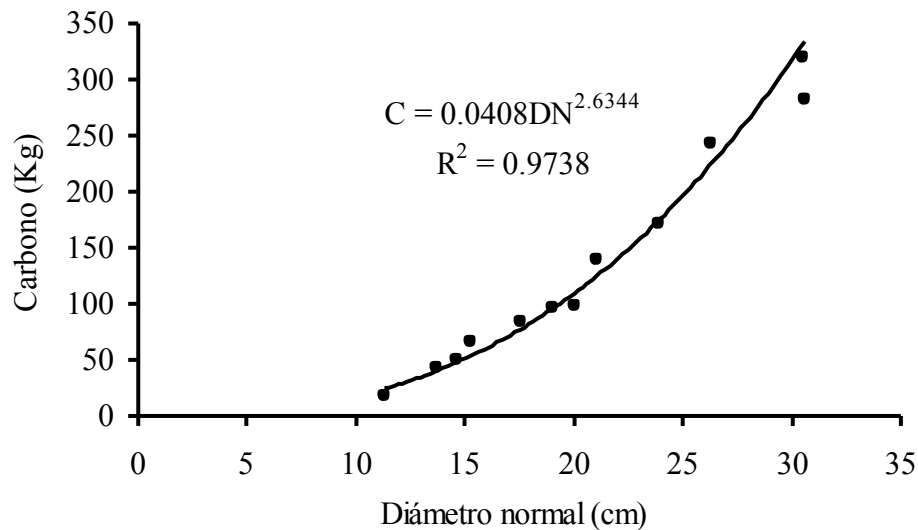


Figura 1. Dispersión de valores del DN (cm) de los árboles muestreados contra los valores de C (Kg.) obtenidos para la especie *Quercus rugosa*. Se muestra la gráfica que muestra la tendencia así como la ecuación con sus respectivos parámetros y el coeficiente de determinación (r^2).

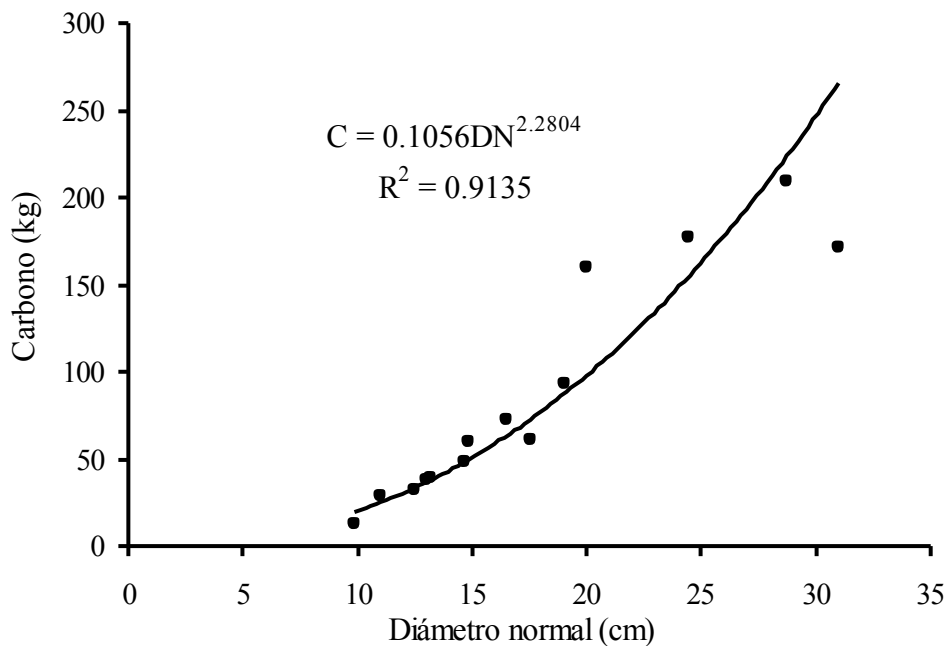


Figura 2. Dispersión de valores del DN (cm) de los árboles muestreados contra los valores de C (Kg.) obtenidos para la especie *Quercus laurina*. Se muestra la gráfica que muestra la tendencia así como la ecuación con sus respectivos parámetros y el coeficiente de determinación (r^2).

Como se puede observar, ambas ecuaciones son muy similares en cuanto a sus valores de la interceptada al origen, el valor del parámetro correspondiente a la pendiente e incluso el valor del coeficiente de determinación, aunque este último ligeramente superior para *Quercus rugosa*. Una variable que no se midió y que es de suma importancia, es la biomasa y carbono de la parte correspondiente a la raíz (Kurz *et al.*, 1996), sin embargo para medirla se requiere de un presupuesto

mayor para la investigación, además de que en suelos pedregosos o muy duros, se complica mucho medir esta variable.

Por otra parte, debido a la concentración de los aprovechamientos para estas especies, no fue posible distribuir el estudio a otras zonas, en donde se pudieran determinar ecuaciones por diferente calidad de estación, porque seguramente habría diferencias (Gargaglione *et al.*, 2010).

Conclusiones

Después de medir, derribar y pesar 15 árboles de *Quercus rugosa* y 15 árboles de *Quercus laurina*, se obtuvieron las ecuaciones alométricas para determinar la cantidad de carbono de la parte aérea que puede contener un determinado árbol de estas especies con solo medir su diámetro normal en cm y aplicar la fórmula obtenida cada uno.

Las ecuaciones para determinar el carbono de la parte aérea para las dos especies de encino (*Quercus rugosa* y *Quercus laurina*) son muy similares en sus valores de los parámetros en incluso en el valor de su coeficiente de determinación (r^2), ambas con un valor superior a 0.91.

Bibliografía

- 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.
- Avendaño D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnia Mexicana* 32:233-238.
- Bonilla E. 2009. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus montezumae* Lamb. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Brown S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer. Forestry Paper No. 134. FAO. Rome, Italy. 55 pp.
- DGF. 2009. Gases de Efecto Invernadero de origen antrópico. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile. Consultado en: <http://www.atmosfera.cl/>. Fecha de consulta 10 de agosto de 2010.
- 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. et Cham. *Madera y Bosques* 13:25-34.
- Duarte C. M., S. Alonso, G. Benito, J. Dachs, C. Montes, M. Pardo, A. Ríos, R. Simó y F. Valladares. 2006. Cambio Global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Editorial CSIC. Madrid, España. 167 pp.
- FAO. 2001. Situación de los bosques en el mundo. Montes. Roma, Italia. 175 pp.
- Gargaglione V., P. L. Peri, G. Rubio. 2010. Allometric relations for biomass partitioning of *Nothofagus antarctica* trees of different crown classes over a site quality gradient. *Forest Ecology and Management* 259:1118-1126.
- Huxley J. S. 1932. Problems of relative growth. The Dial Press. New York, USA. 276 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. Suiza. 104 pp.
- Isaza D. J. F., D. Campos. 2007. Cambio climático. Glaciaciones y calentamiento global. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo. Bogotá, Colombia. 294 pp. Consultado en: http://www.portalplanetasedna.com.ar/efecto_invernadero1.htm
- Kurz W. A., S. J. Beukema, M. J. Apps. 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research* 26:1973-1979.
- Zianis D., M. Mencuccini. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management* 187:311-332.
- Zianis D., P. Muukkonen, R. Mäkipää, M. Mencuccini. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica. Monographs* 4: 63 pp. Consultado en: <http://www.metla.fi/silvafennica/full/smf/smf004.pdf>. Fecha de consulta 20 de junio 2011.



1.20 Estimación de volumen maderable en selva mediana subperennifolia en Campeche, México

Velasco-Bautista Efraín¹ y de los Santos-Posadas Héctor M.¹

¹Programa Forestal, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. C.P. 56230, México. Autor para correspondencia: velasco.efrain@colpos.mx

Resumen

Con datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), tomados en campo en 2010 se estimó el volumen maderable fustal por hectárea. Se compararon los estimadores de media de razones, razón de medias y media de razones ajustada; las varianzas se obtuvieron mediante el método convencional reportado en la literatura y por medio de bootstrap. Los resultados indicaron que estos dos métodos proporcionan resultados similares para cada uno de los estimadores. El sesgo relativo del estimador de razón fue menor al 1/10, por lo que se consideró despreciable. Al existir traslape de los intervalos de confianza al 95% y errores de muestreo de muestreo similares se concluyó que los estimadores no son diferentes estadísticamente. Bootstrap tiene la ventaja de ser sencillo y de implementación relativamente fácil desde el punto de vista computacional. Además, el histograma permite observar directamente el límite inferior y superior de los intervalos de confianza, cualquier que sea al parámetro de interés. Es posible transformarlo el volumen maderable a carbono mediante factores de expansión.

Palabras clave: Estimadores media de razones, razón de medias, bootstrap.

Abstract

Using data from the Forests and Soils National Inventory (INFyS), taken in the field in 2010 the total stem wood volume per hectare was estimated. The estimators mean of ratios, ratio of means and adjusted mean of ratios were compared; the variances were obtained by the conventional method reported in the literature and through bootstrap. The results indicated that these two methods gave similar results for each of the estimators. The relative bias of the ratio estimator was less than 1/10, so it was considered negligible. The overlapping of the confidence intervals at 95% and sampling errors lead us to concluded that the estimators are not statistically different. Bootstrap has the advantage of being simple and relatively easy implementation from the computational viewpoint. Moreover, the histogram can directly observe the lower and upper limit of the confidence intervals, whichever is the parameter of interest. It is possible to transform the carbon timber volume by expansion factors.

Key words: ratio of means, mean of ratios, bootstrap.

Introducción

En el proyecto del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), coordinado por la Comisión Nacional Forestal, el diseño de muestreo es sistemático por conglomerados. El conglomerado es una parcela circular de una hectárea, en la que se evalúan cuatro unidades de muestreo secundarias, dispuestas geométricamente en forma de una “Y” invertida con respecto al norte, las cuales son circulares en el caso de bosques y vegetación de zonas áridas y rectangulares en selvas. Por razones de inaccesibilidad o de escala en la cartografía existe la posibilidad que en campo la información se tome

en conglomerados menores a cuatro sitios. Aun cuando un conglomerado comprende dos o más parcelas disjuntas es tratado como una sola parcela debido a que el conglomerado es atado a un solo punto muestral (Gregoire y Valentine, 2008). Por lo que existen diferentes formas de estimar los parámetros de interés forestal.

Al pensar que los conglomerados pueden ser de tamaño diferente, Velasco *et al.* (2005) propusieron estimadores de razón de medias para analizar datos del Inventario Nacional Forestal de México, en el denominador se considera el atributo de interés (y_s) y en denominador el área (a_s) del conglomerado como variable auxiliar. En general, el estimador de razón es sesgado, no obstante existen ciertas circunstancias donde puede ser insesgado. El estimador de razón es más efectivo cuando i) la relación entre y_s y a_s es una línea recta que pasa por el origen y ii) la varianza de y_s alrededor de esta recta es proporcional a a_s . Desde el punto de vista práctico, el uso del estimador de razón se justifica si i) el coeficiente de correlación entre y_s y a_s es mayor a 0.5 y si el tamaño de muestra es mayor a 30 (Cochran, 1993).

Un segundo método que puede aplicarse en datos provenientes de conglomerados desiguales es el denominado media de razones, el cual fue recomendado para muestreo sistemático con parcelas muestrales de tamaño diferente (Smelko y Saborowski, 1999). En este método, para cada parcela s los datos y_s son divididos entre a_s y posteriormente se obtiene su promedio (Smelko y Merganic, 2008).

Scott *et al.* (2005), en el marco del programa de Inventario Forestal y Análisis (FIA) de Estados Unidos, propusieron un estimador para atributos forestales similar a una media de razones, pero para la estimación en cada parcela muestral s se considera un área ajustada, es decir, un área de 0.16 ha se multiplica por la proporción media de áreas de las parcelas observadas que caen dentro de la población de interés.

La estimación de la varianza para los estimadores anteriores considera un muestreo aleatorio aun cuando el diseño de muestreo del inventario nacional forestal es sistemático (conglomerados equidistantes). Sin embargo, Zarnoch y Bechtold (2000) indican que en inventarios forestales es razonable suponer que el muestreo sistemático es aproximadamente equivalente al muestreo aleatorio simple. Cochran (1993) señala que si la población es aleatoria la fórmula para la varianza en muestreo sistemático es la misma que para una muestra aleatoria simple.

Una forma alternativa para estimar la varianzas de los estimadores señalados es a través del método conocido como bootstrap no paramétrico, en el cual la varianza se calcula con base en un gran número de estimaciones correspondientes a muestras bootstrap obtenidas a partir de la muestra original (Efron, 1979; Pérez, 2000).

A pesar de que la relación entre la variable de interés (volumen, área basal, número de árboles) y la variable auxiliar (área) no es tan fuerte, el estimador de razón se usa en el proyecto de Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de México, por esta motivo y con el fin de investigar el comportamiento de estimadores alternativos, el objetivo del presente trabajo fue comparar los estimadores de medias de razones, razón de medias y medias de razones ajustada, al predecir el volumen maderable ($m^3 \text{ ha}^{-1}$) en selva mediana subperennifolia de Campeche. Un segundo objetivo fue comparar dos métodos para estimación de la varianza: convencional y bootstrap.

Materiales y métodos

Se utilizaron datos de 127 conglomerados de selva mediana subperennifolia de Campeche, tomados en campo en 2010 en el marco del proyecto de Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Se estimó el volumen maderable fustal por hectárea mediante los siguientes métodos: 1) media de razones, 2) razón

de medias y 3) media de razones con área ajustada. Para cada método, las varianzas se obtuvieron i) según las expresiones convencionales reportadas en la literatura y 2) a través de procedimientos bootstrap. Las 127 observaciones se consideraron como la población original y a partir de ella se generaron 1000 muestras bootstrap mediante la función “ranuni” de SAS; a cada muestra generada de esta manera se aplicaron los estimadores indicados. Se obtuvieron estimaciones puntuales y por intervalo. Para el estimador de razón adicionalmente se estimó el sesgo mediante la expresión que contiene la covarianza entre la variable de interés y la variable auxiliar, así como la varianza de ésta última (Pérez, 2000). El traslape de los intervalos de confianza y similitud en el error de muestreo se utilizaron como criterios para comparar los estimadores estudiados.

Se usaron las ecuaciones de volumen fustal reportadas por SARH (1985); éstas se caracterizan por ser de aplicación a nivel estatal y por grupo botánico. Para el análisis de la información se elaboró un programa en el software Sistema de Análisis Estadístico (SAS, Versión 9.2).

Resultados y discusión

La correlación entre el volumen maderable y el área del conglomerado efectivamente muestreada fue de 0.56 y fue significativa al nivel del 5%. El diagrama de dispersión indicó que la varianza del volumen fue proporcional al área del conglomerado (Figura 1). La regresión del volumen sobre el área del conglomerado, $y = \beta_0 + \beta_1 a$, indicó que el intercepto fue significativo al 5% (valor de p de la prueba de t menor a 0.05), es decir, se rechazó $H_0 : \beta_0 = 0$; también $H_0 : \beta_1 = 0$ fue rechazada al 5%.

El coeficiente de determinación sólo fue del 0.27, lo cual se justifica por la gran dispersión de las observaciones.

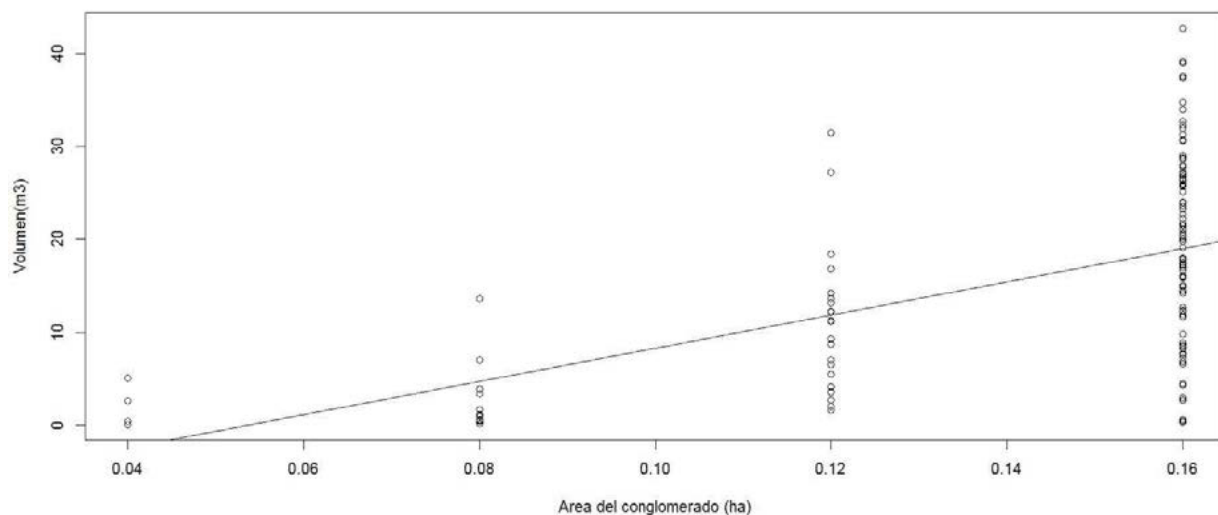


Figura 1. Diagrama de dispersión del volumen y área del conglomerado en selva mediana subperennifolia de Campeche. La línea representa la regresión lineal del volumen sobre el área.

El hecho de que la relación entre y_s y a_s sea una línea recta que no pase por el origen, en principio puede pensarse que pone en desventaja al estimador de razón de medias; no obstante, debe tenerse presente que el número de observaciones rebasa en gran medida el tamaño de muestra sugerido, el cual debe ser por lo menos de 30.

En el Cuadro 2 se presentan las estimaciones puntuales y por intervalo correspondientes a los estimadores estudiados. Se observa que los intervalos de confianza del volumen maderable obtenidos por el método convencional y por bootstrap, para los tres estimadores evaluados, son similares. Los promedios de las muestras bootstrap son parecidos a las estimaciones puntuales de la muestra original.

Los valores puntuales por hectárea calculados mediante razón de medias y FIA fueron parecidos, mientras que media de razones proporciona un valor ligeramente más bajo en comparación con los otros dos. El sesgo relativo del estimador de razón fue 0.0043, por lo que se consideró despreciable.

Cuadro 2. Estimaciones puntuales y por intervalo del volumen maderable ($m^3 ha^{-1}$) en selva mediana subperennifolia de Campeche, México, bajo tres estimadores diferentes

Estimador	Método de varianza	Estimación Puntual	Límite inferior	Límite Superior	Error de muestreo (%)	Valor de p^{\S}
Media de razones	Convencional	106.10	94.32	117.87	11.10	
	Bootstrap	106.10(105.26) [¶]	93.16	117.37	11.50	>0.15
Razón de medias	Convencional	111.50	99.85	123.14	10.44	
	Bootstrap	111.50 (110.60)	98.68	122.53	10.78	>0.15
Inventario Forestal y Análisis	Convencional	111.50	98.19	124.81	11.94	
	Bootstrap	111.50(110.51)	96.87	124.16	12.35	>0.15

Promedio de las medias bootstrap. [¶]Corresponde a la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov de las distribución de las muestras bootstrap.

A pesar de que línea de regresión entre el volumen y el área del conglomerado no pasa por el origen, el estimador razón de medias fue ligeramente más preciso (menor error de muestreo), seguido del estimador media de razones y del FIA. Esta situación puede explicarse porque el tamaño de muestra es grande (127 conglomerados) y porque el coeficiente de correlación entre el volumen y el área fue ligeramente superior al recomendado. El traslape de los intervalos de confianza al 95% y el alto grado de similitud de los errores de muestreo permite establecer que los tres estimadores son igual de precisión.

Los resultados obtenidos en este trabajo son congruentes con otras investigaciones sobre comparación de estimadores media de razones y razón de medias en al ámbito forestal. Smelko y Saborowski (1999) en la estimación del número de árboles y volumen maderable por hectárea señalan que las diferencias de los errores estándar en ambos métodos no superaron el 3%. Smelko y Merganic (2008) en la estimación del volumen maderable comercial reportan diferencias en error estándar de 0.2%.

El tamaño de muestra se ve reflejado en la distribución de probabilidad de las muestras bootstrap. El valor de p de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov de 0.15 indica que para el caso del volumen maderable las muestras bootstrap se distribuyen normalmente, independientemente del estimador con que los datos sean tratados.

Conclusiones

Al existir traslape de los intervalos de confianza y similitud de los errores de muestreo correspondientes a los estimadores media de razones, razón de medias y media de razones ajustada, en la estimación del volumen maderable por hectárea en selva mediana subperennifolia de Campeche, puede establecerse que los tres estimadores estudiados son igualmente precisos.



Mediante el método bootstrap, procedimiento para estimación de varianzas, se obtienen resultados tan confiables como aquellos obtenidos por los métodos convencionales reportados en la literatura. El tamaño de muestra de 127 observaciones se reflejó en la distribución normal de las muestras bootstrap.

Bibliografía

- Cochran W. 1993. Técnicas de muestreo. Compañía Editorial Continental. México. 513 pp.
- Efron B. 1979. Bootstrap methods: another look at the Jackknife. *The Annals of Statistics* 7:1-26.
- Gregoire T., H. Valentine. 2008. Sampling strategies for natural resources and the environment. Chapman & Hall/CRC. New York, USA. 474 pp.
- Pérez C. 2000. Técnicas de muestreo estadístico. Teoría, práctica y aplicaciones informáticas. Alfaomega Grupo Editor. México. 603 pp.
- SARH. 1985. Inventario forestal del estado de Campeche. Publicación Especial Número 56. México. 119 pp.
- Smelko S., J. Saborowski. 1999. Evaluation of variable size sampling plots for monitoring of forest condition. *Journal of Forest Science* 45:341-347.
- Smelko S., J. Merganic. 2008. Some methodological aspects of the National Forest Inventory and Monitoring in Slovakia. *Journal of Forest Science* 54:476-483.
- Scott C., W. Bechtold, G. Reams, W. Smith, J. Westfall, M. Hansen, G. Moisen. 2005. Sample-based estimators used by the Forest Inventory and Analysis national information management system. En: *The enhanced Forest Inventory and Analysis program-national sampling design and estimation procedures*. Bechtold W. A., P. L. Patterson (Eds). General Technical Report SRS-80. Forest Service. United States Department of Agriculture. Southern Research Station, Asheville. North Carolina, USA. pp 43-67.
- Velasco E., H. Ramírez, F. Moreno, A. de la Rosa. 2005. Estimadores de razón para el inventario nacional forestal de México. *Revista Ciencia Forestal en México* 28:23-43.
- Zarnoch S., W. Bechtold. 2000. Estimating mapped-plot forest attributes with ratios of means. *Canadian Journal of Forest Research* 30:688-697.

1.21 Reservas de carbono orgánico en suelos de la subcuenca del río Mololoa, Nayarit

Castillo-Pacheco Lucía A.¹; Bojórquez-Serrano Irán¹; Hernández-Jiménez Alberto² y Murray-Núñez Rafael¹

¹Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura "Amado Nervo" Tepic, Nayarit, México.

Autor para correspondencia: raicesdeamapola@gmail.com

²Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Cuba.

Resumen

El objetivo del trabajo es estimar las reservas de carbono en suelos de la subcuenca del río Mololoa, Nayarit, como parte de los servicios que este ecosistema ofrece a un tercio de la población de la Entidad en sólo el 2.2% de su territorio, que abarca 618 km² y que forma parte de la cuenca del río Santiago-Aguamilpa. Presenta 6 paisajes geomorfológicos y 13 grupos diferentes de coberturas y usos del suelo, los cuales fueron la base para establecer 27 puntos de muestreo, cada uno con muestras de suelo de 30 cm de profundidad y 3 repeticiones. Se determinaron la densidad aparente de suelo y el porcentaje de materia orgánica. El cálculo de carbono Orgánico del Suelo (COS) se llevara a cabo con la siguiente ecuación: $COS \text{ (ton/ha o Mg.ha}^{-1}\text{)} = (\text{Profundidad en cm}) (\% \text{ Carbono orgánico en suelo}) (\text{densidad aparente})$

Palabras clave: reservas de carbono, río Mololoa, cobertura y uso del suelo.

Abstract

The objective of this study is to estimate carbon stocks in soils Mololoa subwatershed, Nayarit, as part of the ecosystem services it provides to a third of the population of the Entity in only 2.2% of its territory, which covers 618 km² and is part of the Santiago river basin Aguamilpa. Geomorphological features 6 landscapes and 13 different groups and land cover, which were the basis for 27 sampling points, each with soil samples from 30 cm depth and 3 repetitions. The apparent density were determined and the percentage of soil organic matter. COS calculation was carried out with the following equation: $COS \text{ (ton / ha or Mg.ha}^{-1}\text{)} = (\text{depth in cm}) (\% \text{ soil organic carbon}) (\text{apparent density})$

Key words: carbon stock, Mololoa river, lanscapes and land use.

Introducción

Entre las funciones principales del suelo está la capacidad de acumular carbono orgánico y retenerlo por largos periodos de tiempo a través del ciclo del carbono, a este fenómeno se le conoce como secuestro de carbono, que a su vez terminara formando reservas de carbono orgánico en los suelos. (Vergara *et al.*, 2004).

Actualmente, y desde años anteriores, los estudios relacionados con las reservas de carbono orgánico en suelos han tomado especial importancia, sobre todo por capacidad para evaluar los cambios en las concentraciones de Carbono atmosférico, el cual es considerado el más común y abundante Gas de efecto invernadero (Figura 2) (Schlesinger, 1991; Batjes, 1996; Johnson *et al.*, 2002, Schlesinger, 1991).

La tasa a la cual el CO_2 es liberado varía ampliamente dependiendo del tipo de suelo del que se trate, los factores principales que rigen la descomposición de la materia orgánica en los suelos son: el nivel de materia orgánica, la intensidad y presencia de cultivos, temperatura, humedad, pH, profundidad y aireación (Martín, 1990). Así mismo el carbono orgánico del suelo (COS) afecta la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo vinculadas con su: 1) calidad (Carter, 2002; Wander *et al.*, 2002), 2) sustentabilidad (Acevedo y Martínez, 2003; Carter, 2002) y 3) capacidad productiva (Sánchez *et al.*, 2004, Bauer y Black, 1994) por lo que en un manejo sustentable, el conocimiento de las reservas de COS es fundamental (Martínez, 2008).

En el estado de Nayarit se han realizado caracterizaciones de suelo especialmente de la Subcuenca del río Mololoa; el objetivo principal de este trabajo es estimar las reservas de carbono en suelos (COS) de la cuenca del río Mololoa, Nayarit.

Materiales y métodos

El área de interés, la subcuenca del río Mololoa (Figura 1), se localiza en la parte central del estado con una superficie de 618 Km^2 . Además de albergar a casi un tercio de la población del estado. Se encuentra en forma de valle alto entre el pico San Juan (2220 m s.n.m.) por el oeste y el Sangangüey (2180 m s.n.m.) por el este, y va hacia la parte baja en las márgenes del río a una altura entre 920 y 900 m s.n.m.

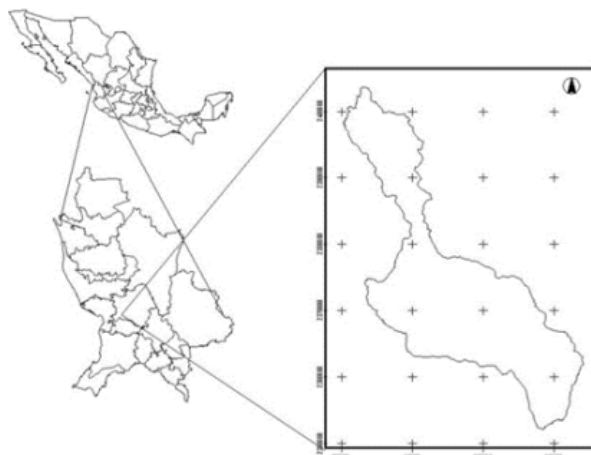


Figura 1. Ubicación y límites de la subcuenca del río Mololoa, Nayarit.

La zona Presenta 6 paisajes geomorfológicos (Figura 2) y 13 grupos diferentes de coberturas y usos del suelo (Figura 3) (Nájera *et al.* 2010), los cuales fueron la base para establecer 27 puntos de muestreo, de acuerdo a las diferentes coberturas en cada uno de paisajes geomorfológicos (Cuadro 1). No se tomaron muestras en las cubiertas superficiales, rurales o urbanas. En cada punto de muestreo se tomaron tres muestras de suelo a 30 cm de profundidad y tres muestras para la densidad aparente por el método propuesto por Black y Harter (1986). El muestreo se llevó a cabo entre los meses de febrero y mayo del 2013.

En el cálculo de COS se utilizó la ecuación propuesta por Gonzales *et al.* (2008) 1:

$$\text{COS} = \text{CO} (\text{Da}) \text{ m} \quad (1)$$

donde: COS = Carbono orgánico total en suelo por superficie (Mg ha^{-1}), CO = Carbono orgánico total (%), Da = Densidad aparente (Mg m^{-3}), M = Profundidad del suelo (cm).

El porcentaje de carbono orgánico en suelo se determinó acorde a la norma oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 apartado AS-07.

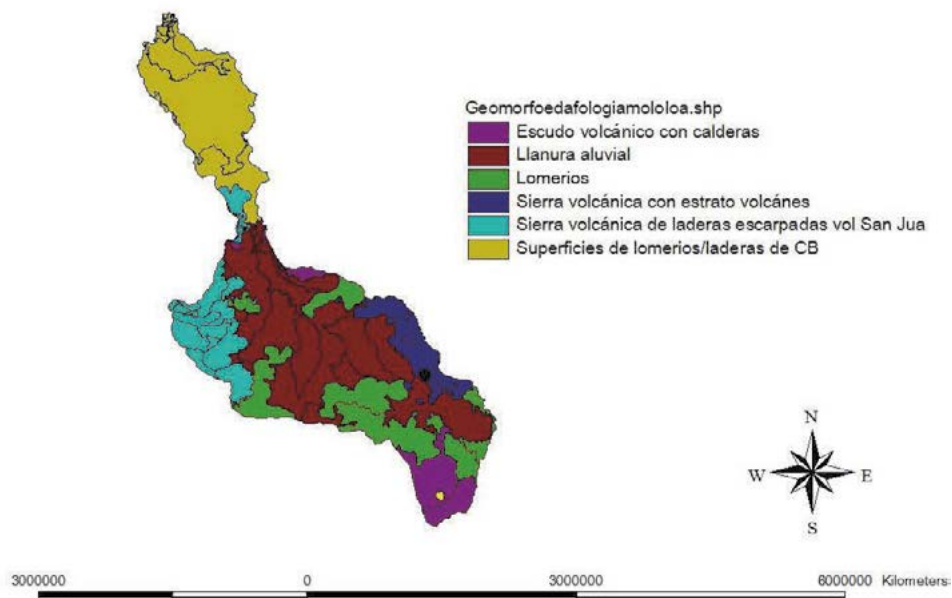


Figura 2. Paisajes geomorfológicos en los que se divide la subcuenca del río Mololoa.

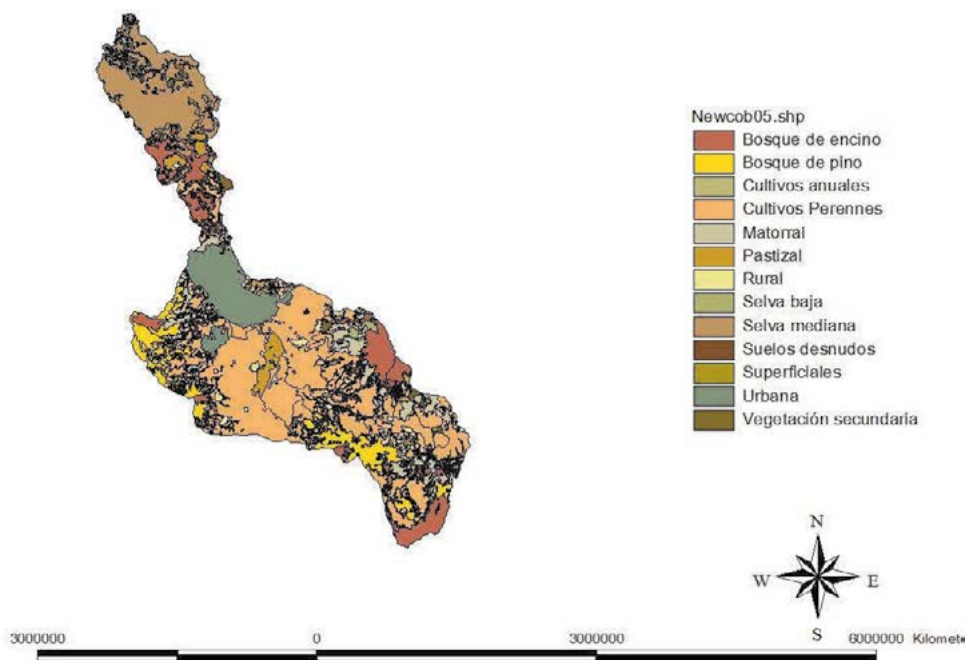


Figura 3. Grupos de cobertura vegetal y uso de suelo en la subcuenca del río Mololoa.



Cuadro1. Proporción de las coberturas y uso de suelo en cada paisaje geomorfológico dentro de la subcuenca del río Mololoa, la numeración corresponde a las zonas geomorfológicas: 1) llanura aluvial, 2) lomeríos, 3) superficie de lomeríos, 4) sierra volcánica de laderas escarpadas del volcán San Juan, 5) sierra volcánica con estratos y 6) escudo volcánico con laderas. La abreviaturas corresponden al grupo de cobertura vegetal y uso de suelo: BE) bosque de encino, BP) bosque de pino, SB) selva baja, SM) selva media, P) pastizal, M) matorral, VS) vegetación secundaria, CP) Cultivo perenne, CA) cultivos anuales y SD) suelos desnudos

	BE	BP	SM	SB	P	M	VS	CP	CA	SD
1	1.67%			69.17%	45.33%	33.91%	11.95%	64.27%	100%	3.76%
2	0.92%	44.64%		16.14%		39.43%		18.99%		36.51%
3	31.45%		100%		42.10%		58.25%			
4	12.48%	45.47%		14.6%	3.61%	23.52%	4.32%	10.03%		43.58%
5	32.17%				8.9%		25.46%	1.49%		16.14%
6	21.28%	9.88%				3.13%		5.20%		

Una vez que se tengan los datos para cada tipo de cobertura por cada paisaje geomorfológico se realizará el análisis tanto por tipo de cobertura promediando todas aquellas unidades de muestreo que compartan un grupo de cobertura vegetal y uso de suelo como aquellas unidades que coincidan en el paisaje geomorfológico.

Resultados y discusión

Vistas de manera individual las unidades de muestreo con la mayor cantidad de reservas de COS fueron las 2BE y 6BE, ambas correspondientes a bosque de encino en lomerío y escudo volcánico con laderas, ambas superando las 200 ton C ha⁻¹. La vegetación secundaria representa un caso diferente, pues aunque es muy alto en lomeríos y las sierras volcánica, en las tres muy cerca de 150 ton C ha⁻¹ los registros en la llanura aluvial y la planicie no superan los 50 ton C ha⁻¹. El menor registro se observa en los suelos desnudos por debajo de las 40 ton C ha⁻¹ en los lomeríos, sin embargo la llanura aluvial también presenta bajos niveles de reservas de COS tanto para cultivos anuales (agave), cultivo perenne (caña de azúcar), vegetación secundaria y pastizal, ninguno de los cuales sobrepasa las 50 ton C ha⁻¹ (Figura 5).

En cuanto a paisajes geomorfológicos se observa que el escudo volcánico y la sierra volcánica con escarpados presentan la mayor concentración de reservas de COS en comparación con el resto de los paisajes geomorfológicos, en promedio 120 ton C ha⁻¹, siendo la llanura aluvial la menor de todas con apenas poco más de 50 ton C ha⁻¹ en promedio (Figura 4). A pesar de que el paisaje de lomeríos contiene la unidad de muestreo con los niveles más altos (2BE), el bajo registro general en el resto de sus unidades no lo colocan entre las zonas más favorecidas.

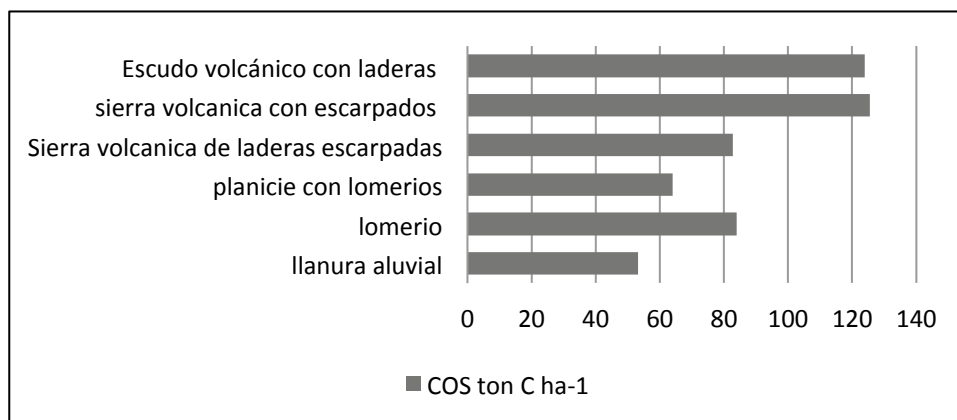
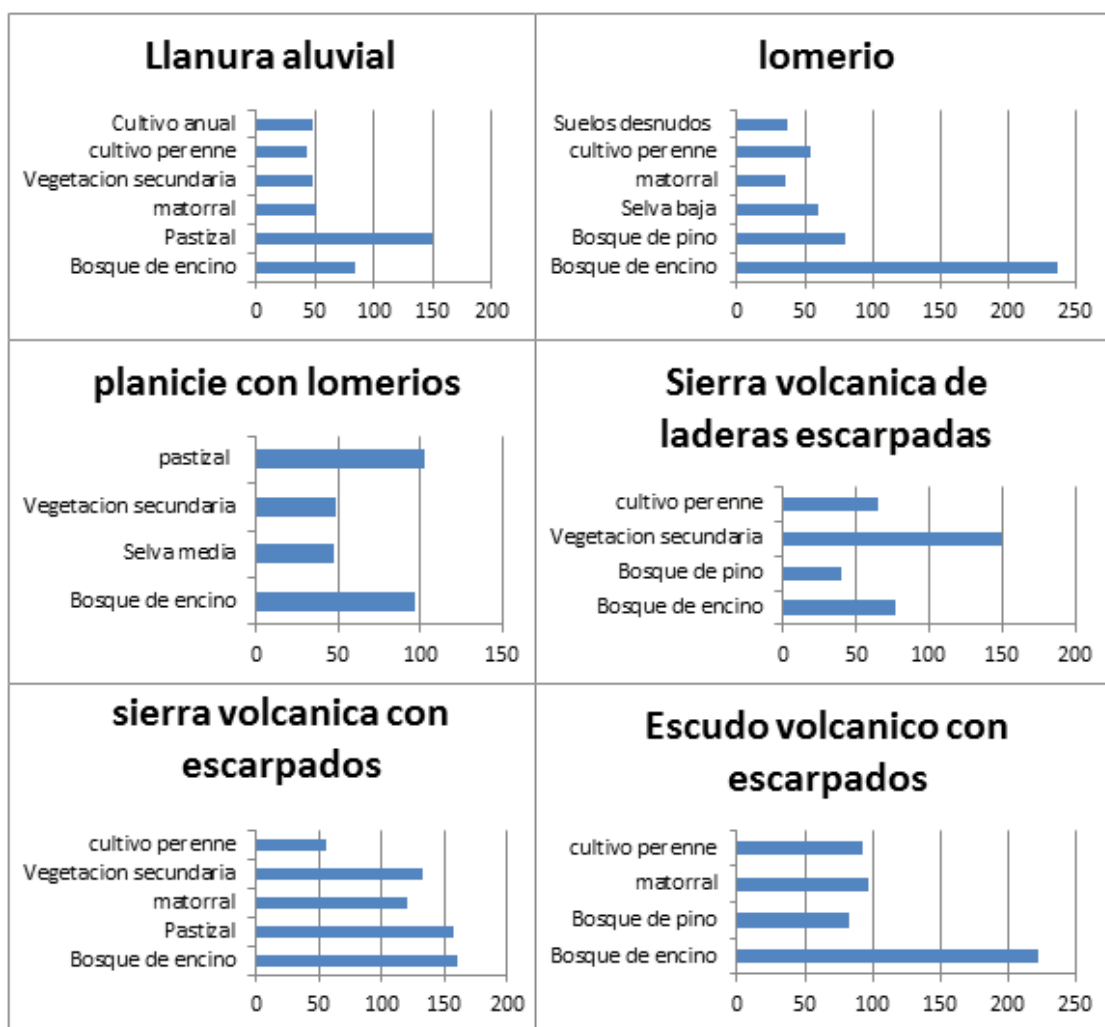


Figura 4. Reservas de carbono orgánico en suelos en los principales paisajes geomorfológicos de la subcuenca del río Mololoa, Nayarit.



Salado

Figura 5. Reservas de COS en ton C ha⁻¹ por unidad de muestreo.

Por grupos de cobertura vegetal y uso de suelo los pastizales poseen el promedio más alto de reservas de COS, mayor de $150 \text{ ton C ha}^{-1}$, sin embargo solo se encuentran en tres de los paisajes geomorfológicos, al contrario de los Bosques de encino que se sitúan un poco por debajo del registro de pastizales pero están presentes en todos los paisajes, el grupo de cobertura que representa el menor registro son de nuevo los suelos desnudos, pero también se le acercan los cultivos anuales y la selva media, ninguno sobrepasando las 50 ton C ha^{-1} sin embargo a manera de aclaración el muestreo en la selva media no fue exitoso, a pesar de estar definido en el mapa como selva media el territorio estaba erosionado, con una pendiente pronunciada y con abundante pedregosidad (Figura 6).

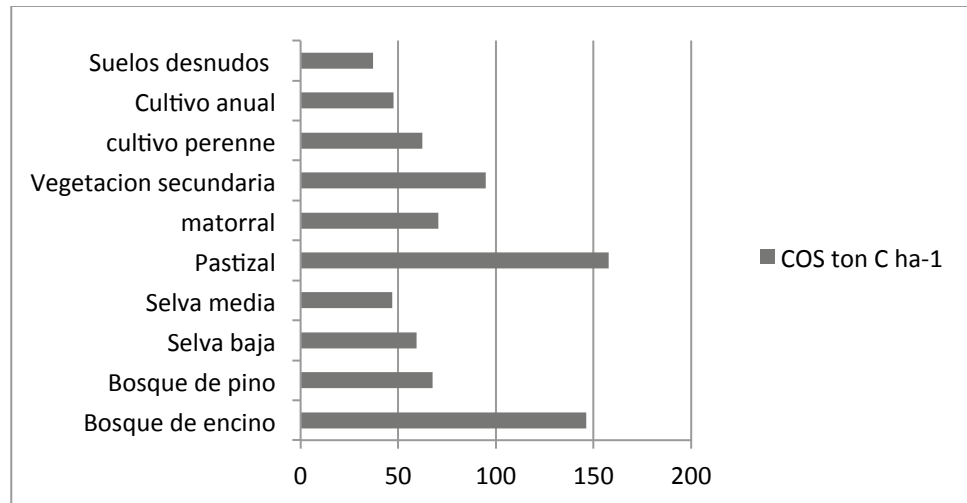


Figura 6. Reservas de COS por tipo de cobertura vegetal y uso del suelo en la subcuenca del río Mololoa.

Conclusiones

La estimación de reservas de COS en la subcuenca del río Mololoa desde diferentes puntos de vista permite un análisis más claro, más allá de las unidades de muestreo no se entiende la mecánica de las reservas si no se observan como grupo las diferentes coberturas y uso de suelo y los paisajes geomorfológicos. Sólo observando las unidades individuales los pastizales parecerían la cobertura vegetal más importante en términos de COS, pero si se toma en cuenta la frecuencia y extensión los bosques de encino cobran una mayor dimensión. Al contrario de la vegetación secundaria, en los paisajes en que posee altos valores, la sierra volcánica con laderas, apenas posee un 4% de la extensión total del paisaje sin embargo en la planicie con lomeríos cuya extensión es de un 58.25% del total su valor es inferior a 50 ton C ha^{-1} .

Bibliografía

- Acevedo E., E. Martínez. 2003. Sistema de labranza y productividad de los suelos. En: Acevedo E., (Ed). Sustentabilidad en cultivos anuales. Cero labranzas manejo de rastrojos. Serie Ciencias Agronómicas No. 8 Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 184 pp.
- Batjes N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Bauer A., A. L. Black. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* 58:185-193.
- Black G., K. Harter. 1986. *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy 9:363- 365
- Carter M. R. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal* 94:38-47.

- González M. L., B. J. Etchevers, M. C. Hidalgo. 2008. Carbono en suelos de la ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencias* 47:741-745.
- Johnson D. W., J. D. Knoepp, W. T. Swank, J. Shan, L. A. Morris, D. H. Van Lear, P.R. Kapeluck. 2002. Effect of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environmental Pollution* 116:201-208.
- Martín A. 1990. Introducción a la microbiología del suelo. AGT. Editor, S. A. México. 491 pp.
- Martínez E., J. P. Fuentes, E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal* 8:68-96.
- Nájera O., S. Bojórquez, J. I. Cifuentes, S. Marceleño. 2010. Cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca del río Mololoa Nayarit. *Biociencias* 1:19-29.
- Sánchez J. E., R. R. Harwood, T. C. Wilson, K. Kizilkaya, J. Smeenk, E. Parker, B. D. Knezek, G. P. Robertson. 2004. Managing soil carbon and nitrogen for productivity and environmental quality. *Agronomy Journal* 96:769-775.
- Schlesinger W. 1991. *Biogeochemistry: an analysis of global change* academic San Diego, Cal. USA: press Inc. 588 pp.
- Vergara M., L. López-Escobar, J. L. Palma, R. Hickey-Vargas, C. Roeschmann. 2004. Late tertiary volcanic episodes in the area of the city of Santiago de Chile: new geochronological and geochemical data. *Journal of South American earth sciences* 17:227-238.
- Wander M. M., G. L. Walter, T. M. Nissen, G. A. Bollero, S. S. Andrews. 2002. Soil quality: science and process. *Agronomy Journal* 94:23-32.



1.22 Potencial de acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales del Sur de Quintana Roo, México

Puc-Kauil Ramiro¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Plascencia-Escalante Francisca O.¹ y García-Cuevas Xavier²

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, C. P. 56230, México. Autor para correspondencia: puc.ramiro@colpos.mx

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Chetumal, Km. 25 Carr. Chetumal-Bacalar, C. P. 77930. Xul ha, Q. Roo.

Resumen

La biomasa aérea es una variable clave para entender el papel que juegan los bosques tropicales en el ciclo global del carbono. Su estimación permite conocer el valor que tienen dichos ecosistemas como proveedores de este servicio ambiental. Sin embargo, información sobre las tasas de acumulación de biomasa conforme avanza la edad sucesional es muy escasa. El objetivo de este estudio fue estimar la acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales secundarios de diferentes edades después del abandono de terrenos agrícolas. Se seleccionaron seis edades (7, 15, 25, 35, 46 y un bosque maduro), donde se establecieron tres unidades de muestreo para el levantamiento de la información de campo. La biomasa se estimó a partir del volumen y la densidad de la madera para individuos ≥ 7.5 cm de diámetro normal (dn); y la ecuación de Hughes *et al.* (1999) para individuos de 2.5 a 7.4 cm de dn. La acumulación de biomasa siguió un patrón sigmoide con el aumento de la edad de abandono. El rodal más joven fue el que menor contenido de biomasa presentó con 76.05 Mg ha^{-1} (± 4.06) de 7 años de abandono; mientras que el rodal maduro presentó la máxima acumulación de biomasa con $238.85 \text{ Mg ha}^{-1}$ (± 11.89). El incremento medio anual en biomasa fue de $10.86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en rodales de 7 años, mientras que en el rodal maduro fue de $2.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Lo anterior confirma que los bosques maduros son grandes depósitos de carbono; mientras, que son los bosques secundarios los que tienen el mayor potencial como fijadores de CO_2 .

Palabras clave: bosques tropicales secundarios, depósitos de carbono, incremento medio anual en biomasa.

Abstract

Aboveground biomass is a key variable in understanding the role of tropical forest in the global carbon cycle. Its estimation is necessary to assess the value of those ecosystems as providers of this environmental service. However, there is a lack of information on the rates of biomass accumulation as the successional age progresses. The objective of this study was to estimate the accumulation of aboveground biomass and carbon in secondary forests of different ages after shifting cultivation. We selected six ages (7, 15, 25, 35, 46, and a mature forest), where we established three sampling plots for field survey. The biomass was estimated from the volume and the wood density for individuals ≥ 7.5 cm of diameter at breast height, and the equation of Hughes *et al.* (1999) for individuals from 2.5 to ≤ 7.5 cm of diameter. The biomass accumulation followed a sigmoid pattern with the increase of the stand age. The youngest stand was the one that presented the lowest biomass content with 76.05 Mg ha^{-1} (± 4.06) after 7 years of abandon; whereas the mature stand presented the maximum biomass accumulation with $238.85 \text{ Mg ha}^{-1}$ (± 11.89). The mean annual increment of biomass was $10.86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ in stands of 7 years-olds, while in the mature stand it was of $2.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. We confirmed

that mature forests are large deposits of carbon; while, young secondary forests have the greatest potential as CO₂ fixers.

Key words: secondary tropical forests, carbon deposits, average annual increase in biomass.

Introducción

Los bosques tropicales son los ecosistemas más biodiversos del mundo (Myers *et al.*, 2000) debido a la gran variedad de condiciones climáticas, orográficas y edáficas que presentan (Richter, 2008). Al mismo tiempo, juegan un papel importante en el ciclo global del carbono, porque a través del proceso de fotosíntesis capturan dióxido de carbono atmosférico (CO₂), lo fijan en sus estructuras vivas y parte de éste lo acumulan en su biomasa, lo transfieren al mantillo en descomposición y al suelo; de esta manera constituyen reservas de carbono (C). Otra parte del C es intercambiado con la atmósfera, mediante los procesos de respiración y disturbios naturales y antropógenos (Gower, 2003). No obstante, existe incertidumbre de la capacidad de acumulación o almacenamiento de biomasa y carbono en los bosques tropicales (Fonseca *et al.*, 2011). Principalmente, en aquellas condiciones de vegetación que se encuentran fuertemente influenciados por la edad o tiempo desde la ocurrencia al último disturbio de remplazo. (Torres y Guevara, 2002). Para entender los factores que interactúan en el espacio y el tiempo, las estimaciones de las reservas de carbono en bosques secundarios permite conocer las tasa de acumulación de biomasa y C en las diferentes etapas sucesionales del bosque tropical (Fonseca *et al.*, 2011). Por consiguiente, la estimación de la biomasa aérea es una variable clave para entender el papel que juegan estos ecosistemas en el ciclo del C (Malhi y Grace, 2000). Pero información sobre las tasas de acumulación de biomasa conforme avanza la edad sucesional en bosques tropicales es muy escasa. Debido a lo anterior y dada la importancia ecológica y económica que representan los bosques tropicales secundarios, se llevó a cabo este trabajo para entender la dinámica en la acumulación de biomasa y carbono de bosques secundarios de diferentes edades después del abandono por actividades agrícolas.

Materiales y métodos

El estudio se desarrolló en bosques tropicales secundarios en tres localidades del municipio de Bacalar, Quintana Roo. Se muestrearon rodales de diferentes edades después del abandono (7, 15, 25, 35, 46 y un rodal de bosque maduro con más de 80 años), en donde se establecieron 18 sitios de muestreo de diferentes dimensiones. Las superficies correspondientes por edad fueron: 100 m² (10 x 10 m) para rodales de 7 y 15 años, 200 m² (10 x 20 m) en rodales de 25 y 35 años y de 500 m² (10 x 50 m) para el rodal de 46 años y el bosque maduro. Los sitios se establecieron tratando de cubrir una cronosecuencia de tierras abandonadas representativas de bosques maduros, procurando mantener constante al menos la historia del uso de la tierra. Además, se establecieron subsitios de 9 m² (3 x 3 m) y 1 m² (1 x 1 m) en cada una de los sitios correspondientes de la edad del bosque. En campo se registraron árboles juveniles con diámetros de 2.5 a ≤ 7.5 y árboles con diámetros > 7.5 cm. Una vez obtenido los datos de campo, se procedió a estimar el volumen de fuste de árboles individuales con diámetros ≥ 7.5 cm, con las ecuaciones empleadas para los inventarios forestales en el estado de Quintana Roo (PMF Predio Central Prado, 2003). Posteriormente, se estimó la biomasa de los árboles mediante el volumen en m³ y la densidad básica (g/cm³) de la madera por especie. Para árboles juveniles de 2.5 a ≤ 7.5 cm de diámetro se utilizó la ecuación de Hughes *et al.* (1999). Por su parte, la biomasa de bejucos y lianas se calculó aplicando las ecuaciones propuestas por Putz (1983) y la ecuación generada por Orrego y del Valle (2001). En tanto que la biomasa de palmas arbustivas se

estimó mediante la ecuación propuesta por Restrepo *et al.*, (2003). Finalmente, el carbono aéreo se determinó aplicando el factor de conversión sugerido por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 1994) de 0.5. Para determinar la curva de acumulación de biomasa área a través del tiempo, se probaron las siguientes funciones; a) Gompertz, b) Michaelis-Manten c) Holling type III d) Chapman-Richards y e) Schumacher. Las funciones consideran como variable independiente la edad sucesional y como variable respuesta la biomasa.

Resultados y discusión

El área basal promedio de la vegetación fue de $38.84 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Esta variable aumentó con la edad sucesional. Sin embargo, entre bosques jóvenes no hubo diferencias significativas ($\alpha 0.05$) así como entre bosques relativamente maduros. Aunque el rodal de 35 años fue significativamente diferente, con un área basal de $49.61 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en relación a las otras edades de la sucesión. Por el contrario, el bosque con menor área basal fue la de 15 años de edad con $29.87 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 1a).

La acumulación de biomasa aérea promedio fue de $178.23 \text{ Mg ha}^{-1}$. En la figura 1b se puede observar que la biomasa varió de 76.05 Mg ha^{-1} (± 4.06) en un bosque de 7 años de edad hasta $246.00 \text{ Mg ha}^{-1}$ (± 11.42) en un bosque de 46 años de edad de abandono. A su vez, el bosque maduro de más de 80 años de edad presentó la máxima acumulación de biomasa con $238.85 \text{ Mg ha}^{-1}$ (± 11.89) (Figura 1a).

El potencial de acumulación de biomasa fue significativamente diferente en rodales jóvenes (7 y 15 años) (Figura 2a). Sin embargo, en rodales de 15 y 25 años no fue estadísticamente diferente. Lo mismo ocurrió entre rodales de 25, 35, 46 y el bosque maduro de más de 80 años de edad (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$) (Figura 2a).

La función Holling type III presentó el mejor ajuste y por tanto se utilizó para predecir la acumulación de biomasa a través del tiempo (Figura 2b). Esta función presentó indicadores estadísticos (cuadrado medio del error y raíz del cuadrado medio del error) con valores menores en relación a las otras funciones, así como una alta significancia en cada uno de sus parámetros.

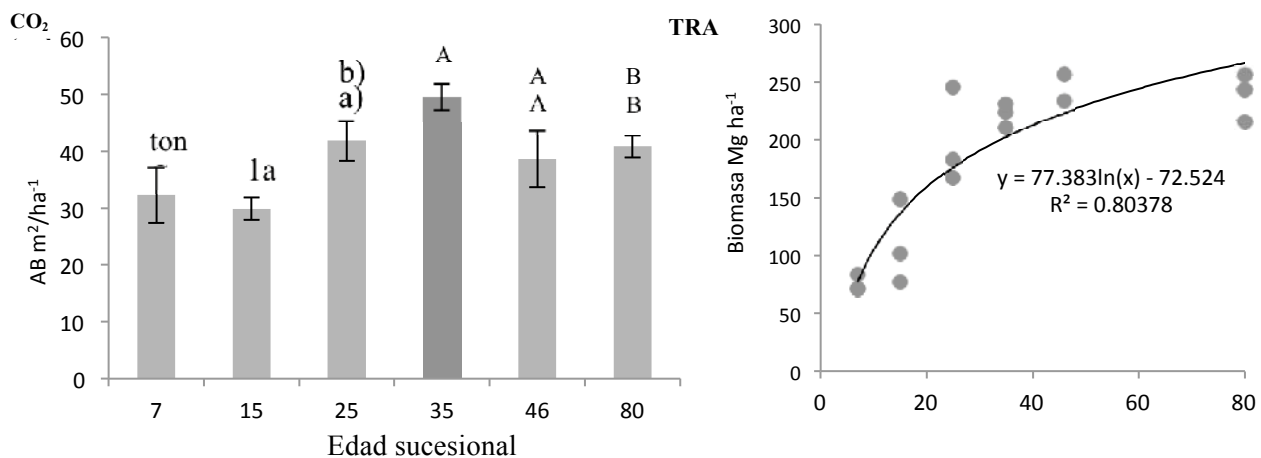


Figura 1. a) Área basal con su respectivo error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha \leq 0.05$), y b) curva de acumulación de biomasa aérea a través del tiempo.

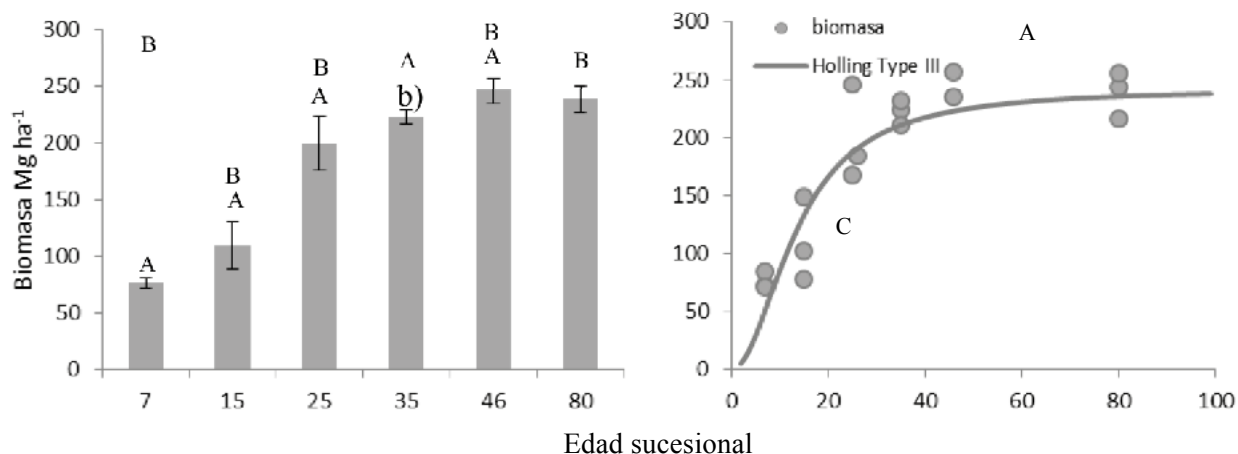


Figura 2. a) Biomasa por edad de abandono del bosque tropical. Se presenta el error estándar; letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) y b) curva de acumulación de biomasa (función Holling type III).

La acumulación de C aumentó conforme avanzó la edad de la vegetación. Esta acumulación varió de 76.05 Mg C ha⁻¹ (± 9.25) en el rodal de 7 años de edad, hasta 238.05 Mg C ha⁻¹ (± 8.62) en el rodal de más de 80 años. El incremento medio anual de C fue mayor en rodales jóvenes (7, 15, 25 y 35 años) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Incremento medio anual de C en rodales de diferentes edades de abandono de tierras agrícolas ($\alpha=0.05$)

Edad	Mg C ha ⁻¹	Promedio Mg C ha ⁻¹	IMA Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹	Promedio IMA Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹	Error Estándar	Coef. Var. %
7	36.25		5.18			
7	42.08	38.03	6.01	5.43	2.03	9.25
7	35.76		5.11			
15	38.90		2.59			
15	51.01	54.78	3.40	3.65	10.43	32.97
15	74.43		4.96			
25	123.09		4.92			
25	83.99	99.64	3.36	3.99	11.94	20.76
25	91.83		3.67			
35	112.23		3.21			
35	105.26	111.13	3.01	3.18	3.12	4.86
35	115.90		3.31			
46	117.29		2.55			
46	128.71	123.00	2.80	2.67	5.71	6.56
80	108.08		1.35			
80	122.02	119.42	1.53	1.49	5.95	8.62
80	128.18		1.60			



Conclusiones

La acumulación de biomasa total se relacionó positivamente con la edad. Por lo tanto, existe un aumento en la biomasa conforme avanza el periodo de abandono de la tierra. Además, el incremento medio anual de biomasa y carbono fue mayor en edades tempranas que en edades avanzadas de la sucesión. La información generada, puede servir como base para la parametrización de modelos para proyectar la recuperación de los bosques tropicales de esta región, posterior a disturbios antropógenos y naturales.

Agradecimientos

El primer autor agradece el financiamiento de la Fundación Ford para sus estudios de Maestría en Ciencias. El trabajo de campo fue financiado por la Agencia para el Desarrollo Internacional de EEUU a través del Servicio Forestal.

Bibliografía

- Fonseca W., J. M. R. Benayas, F. E. Elice. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 262:1400-1408.
- Gower S. T. 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Annual Review Environmental Resouces* 28:169-204.
- Hughes R. F., J. B. Kauffman, V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80:1897-1907.
- IPCC. 1994. The supplementary report to the IPCC scientific assessment. Cambridge University Press, Cambridge. 205 pp.
- Malhi Y., J. Grace. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology & Evolution* 15:332-337.
- Myers N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. da Fonseca, J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Orrego S. A., J. I. del Valle. 2001. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios y secundarios de Colombia. En: Gayoso J., Jandl R. (Eds). *El simposio internacional "Medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales*. Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. pp. 1-31.
- Putz E. F. 1983. Liana biomass and leaf area of a tierra firme forest in the Río Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15:185-189.
- Restrepo D. E., J. F. Benjumea, S. A. Orrego, J. I. del Valle, F. H. Moreno. 2003. Ecuaciones de biomasa para palmas del subdosel y sotobosque. En: Orrego S. A., del Valle J. I., Moreno F. H. (Eds). *Medición de la captura de carbono en ecosistemas tropicales de Colombia: contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Centro Andino para la economía en el Medio Ambiente, Colombia. pp. 121-143.
- Richter M. 2008. Tropical mountain forest distribution and general features. En: Grandstein S. R., J. Homeier, D. Gansert (Eds). *The tropical montane forest. Patterns and processes in a biodiversity hotspot*. Götting en: Göttingen Center for Biodiversity and Ecology, University Ätsverlag, Göttingen. pp. 7-24.
- Torres R. J. M., A. Guevara S. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica* 63:40-59.

1.23 Estimación del contenido de carbono en la zona ecológica y cultural Bosque de Tlalpan, Distrito Federal

Santiago-Romero Azucena¹ y Rojas-García Fabiola²

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Batalla 5 de mayo s/n Esq. Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, C.P. 09230 D.F., México. Autor para correspondencia: lilyan_03@hotmail.com

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

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar el contenido de carbono (C) almacenado en la biomasa aérea en las comunidades vegetales presentes en la zona ecológica y cultural Bosque de Tlalpan, Distrito Federal. Se establecieron 23 parcelas circulares de muestreo, con una superficie de 1000 m², en los diferentes tipos de vegetación: bosque de *Quercus*, matorral xerófilo y bosque cultivado. Al interior de cada parcela se registraron todos los árboles existentes, la altura y el diámetro normal. Para efectuar las estimaciones de biomasa y C se siguieron las recomendaciones de las Guías de Buenas Prácticas del IPCC. Se utilizaron ecuaciones alométricas específicas para obtener la biomasa; en el caso de que la especie no contara con ecuación de biomasa se efectuó el cálculo con modelos de volumen y valores de densidad de la madera específicos. El bosque cultivado almacena 65.44 Mg C ha⁻¹, debido a la diversidad de especies forestales y sus tallas, seguido del bosque de *Quercus* que almacena 51.62 Mg C ha⁻¹, el matorral xerófilo caracterizado por un alto número de herbáceas y pocos elementos arbóreos almacena 47.14 Mg C ha⁻¹. El contenido de C total fue de 15 858 Mg C en una superficie forestal de 246.69 ha. Las estimaciones de almacenamiento de C tienen especial interés en las Áreas Naturales Protegidas, como el Bosque de Tlalpan, debido a que su definición jurídica y su creación mediante un decreto presidencial, exigen regímenes especiales de protección que promueven que el C almacenado en la biomasa de los bosques se conserve a largo plazo.

Palabras clave: almacenes de carbono, biomasa aérea, bosque urbano.

Abstract

The objective of this study was to estimate the carbon content (C) in aboveground biomass in plant communities present in the ecological and cultural forest of Tlalpan, Federal District. Were established 23 circular sample plots with an area of 1000 m², in different types of vegetation: *Quercus* forest, desert scrub and cultivated forest. The interior of each parcel we recorded all existing trees, height and normal diameter. To make estimates of biomass and C followed the recommendations of the Good Practice Guidelines of the IPCC. Specific allometric equations were used to obtain the biomass in the case of the species not count on equation biomass amount was calculated volume models and values specific density of the wood. 65.44 The cultivated forest stores Mg C ha⁻¹, due to the diversity of forest species and their sizes, followed by *Quercus* forest that stores 51.62 Mg C ha⁻¹, xerophytic shrubland the characterized by a high number of herbaceous and arboreal elements stored few 47.14 Mg C ha⁻¹. The total C content was 15 858 Mg C in a forest area of 246.69 ha. The C content estimates are particularly interested in the Protected Natural Areas, as the Tlalpan forest, because its legal definition and its creation by presidential decree, require special protection regimes that promote the C content in biomass forests is maintained long term.



Keywords: carbon content, biomass, urban forest.

Introducción

Los centros urbanos, especialmente los del mundo desarrollado, son la principal fuente de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera y por lo tanto para el calentamiento global (Grimm, 2008). Dada esta problemática los bosques desempeñan un papel fundamental para mitigar los efectos del cambio climático, dada su participación en el ciclo del carbono (C), regulando la concentración atmosférica de CO₂.

En las grandes ciudades existe un crecimiento urbano que provoca el cambio de uso de suelo, deforestando las áreas naturales. El Distrito Federal (DF), es una de las ciudades más grandes del mundo, por lo que su uso de suelo está en constante cambio.

El DF presenta dos usos de suelo: el urbano y el suelo de conservación. El suelo de conservación, localizado al sur y poniente de la Ciudad, abarca aproximadamente 87 000 ha, casi el 60% de la superficie del DF. Esta superficie, está cubierta por diferentes tipos de bosques (45% coníferas, encinos, mixtos y de galería) y matorral xerófilo (4.62%) (SMA-DF, 2013).

El suelo de conservación resguarda sitios que generan servicios ambientales vitales como son: recarga del acuífero, la estabilización relativa del microclima, la contención de las emisiones de contaminantes y captura de carbono (Robles y Ojeda, 2011).

El bosque de Tlalpan se ubica en el territorio cuyo uso del suelo es catalogado como uso urbano y es generalizado como área verde, el 17 de junio de 2011 a través del decreto publicado en la Gaceta Oficial del Distrito Federal, se declaró al bosque de Tlalpan bajo la categoría de zona ecológica y cultural con la finalidad de evitar la destrucción de sus recursos naturales, mantener sus ecosistemas naturales y los servicios ambientales que presta a la Ciudad de México y su zona metropolitana.

Debido a lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue estimar el contenido C almacenado en la biomasa aérea de las comunidades vegetales presentes en el bosque de Tlalpan.

Materiales y métodos

La zona ecológica y cultural Bosque de Tlalpan, se localiza en la Delegación Política Tlalpan que está ubicada en la porción sur del DF, entre las coordenadas UTM mínimas 2132500, 477450 y máximas 2133750, 480750 con una extensión de 252.86 hectáreas. Presenta un rango altitudinal que va desde los 2310 m s.n.m. hasta los 2448 m s.n.m., con un promedio de 2389 m s.n.m.

El tipo de clima de la zona con base en la Clasificación de Köppen, modificada por García (1988), corresponde al $C(w1)(w)b(i')$: templado húmedo intermedio con lluvias en verano. Es un terreno de origen volcánico, en la mayor parte de la superficie del Bosque de Tlalpan, los suelos de tipo litosol son la unidad edáfica primaria y feozemháptico una subunidad aislada (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2011).

Se encuentra cubierto por diferentes tipos de vegetación que de acuerdo con su fisonomía, composición florística y origen, se definen como: matorral xerófito, bosque de encino y bosque cultivado.

Se elaboró un mapa base del sitio de estudio, para ello se llevó a cabo un análisis cartográfico mediante el Sistema de Información Geográfica ArcGis versión 9.3. Después de clasificar los tipos de vegetación y definir la intensidad de muestreo, se generaron puntos aleatorios, con lo que se establecieron 23 parcelas circulares de muestreo (MacDicken, 1997; Schlegel *et al.*, 2001), con una superficie de 1000 m²) (Rojas y Villers, 2008) en los diferentes tipos de vegetación.

Al interior de cada parcela se registraron todos los árboles existentes, la altura y el diámetro normal, en cada punto de muestreo se registró la siguiente información: tipo de vegetación, descripción del sitio, accesibilidad, coordenadas, pendiente, altitud y observaciones del sitio. Para efectuar las estimaciones de biomasa y C se siguieron las recomendaciones de las Guías de Buenas Prácticas del IPCC (IPCC, 2003). 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), a(n)= coeficientes.

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

$$V = \text{Exp}(a0 + a1 * \text{Log}(DN) + a2 * \text{Log}(HT)) \quad (2)$$

donde: V= volumen (m³), DN= diámetro normal (cm), HT= altura total (m), 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. Los datos de biomasa fueron multiplicados por 0.45 para obtener el contenido de carbono de cada individuo.

Resultados y discusión

Se evaluaron los almacenes de carbono en la bioma aérea dentro de los tipos de vegetación del bosque de Tlalpan (Figura 1).

La comunidad bosque de *Quercus* tiene una superficie total de 31.8 ha, en ella existe una densidad total de 558 individuos por hectárea. La especie dominante de esta comunidad es *Quercus rugosa* Née así mismo es la especie con la mayor densidad en el bosque. Los árboles presentan una altura promedio de 7.9 m y un diámetro promedio de 15.61 cm.

En general el estado de conservación del bosque *Quercus* es bueno ya que se mantiene sin la presencia de elementos florísticos de otros tipos de vegetación, o de especies invasoras con excepción de las zonas en las que se mezcla con elementos del matorral xerófito.

En las zonas donde el bosque de *Quercus* se entremezcla con el matorral xerófito y con bosque cultivado, se observa la presencia de especies introducidas como *Cupressus lusitanica* Mill. y *Eucalyptus globulus* Labill. En esta comunidad existe poca accesibilidad a los visitantes por ello el impacto de las actividades humanas es casi nulo.

El bosque de *Quercus* cultivado tiene una superficie total de 125.3 ha, existe una densidad total de 596 individuos por hectárea. Se encontraron árboles con una altura promedio de 9.60 m y un diámetro promedio de 18.65 cm. La especie dominante es *Quercus rugosa*. Este sitio se encuentra con el mayor impacto por actividades humanas con fines de recreación, ya que existe mayor cercanía a caminos y puntos de acceso al bosque.

Dentro del matorral xerófito se encontró una densidad total de 147 individuos por hectárea, los elementos arbóreos presentan una menor altura y diámetro promedio. Las especies dominantes fueron *Buddleja cordata* Kunth y *Quercus rugosa*.

El matorral xerófito se mantiene fisonómicamente bien conservado en la mayor parte de las zonas donde se distribuye como ecosistema dominante, al igual que en las zonas donde se mezcla con el bosque de encino donde se observa la presencia de especies introducidas, no obstante, existen zonas donde este matorral aparentemente está siendo desplazado por especies del bosque cultivado.

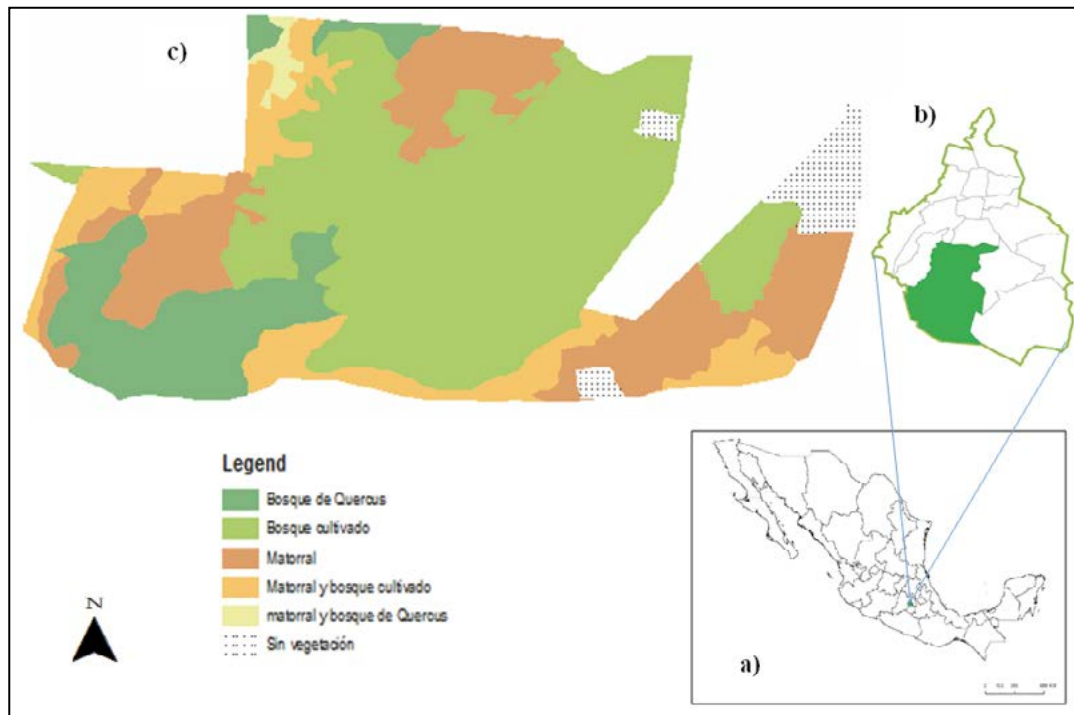


Figura 1. Localización del sitio de estudio: a) República Mexicana, b) Distrito Federal resaltando la delegación Tlalpan, y c) tipos de vegetación de la zona ecológica y cultural bosque de Tlalpan.

La comunidad bosque cultivado abarca el 38% del área forestal del bosque con una densidad de 561 individuos por hectárea, en esta comunidad se registraron los árboles con la mayor altura y talla que fueron los pertenecientes a la especie introducida *Eucalyptus globulus*. Este sitio es resultado de la reforestación, donde se presenta una dominancia de *Eucalyptus globulus* y *Cupressus lusitanica* se encuentra una mayor diversidad de especies forestales.

El contenido de C total fue de 15 858 Mg C en una superficie forestal de 246.69 ha. Existen diferencias significativas entre los tipos de vegetación (Cuadro 1).

Cuadro 1. Almacén de carbono en los diferentes tipos de vegetación del bosque de Tlalpan

Tipo de vegetación	Carbono (Mg C·ha ⁻¹)	Biomasa (Mg·ha ⁻¹)	Superficie (ha)	Carbono (Mg C)
Bosque de <i>Quercus</i>	51.62	111.90	31.78	1640.73
Bosque de <i>Quercus</i> cultivado	65.44	132.30	30.10	1969.93
Matorral y Bosque de <i>Quercus</i>	70.77	149.00	24.30	1719.71
Matorral	47.14	21.50	53.80	2536.36
Matorral cultivado	26.34	49.00	11.50	302.91
Bosque cultivado	80.76	121.90	95.20	7688.35
Total	342.07	585.60	246.69	15857.99

Para el bosque de *Quercus* se encontró un almacén de 51.62 Mg C ha⁻¹, presenta un menor almacén de C en comparación con el bosque de *Quercus* cultivado el cual tiene un mayor número de especies y diámetro promedio mayor, pero representa una mayor susceptibilidad a perturbaciones por los visitantes del bosque.

El matorral xerófilo al estar caracterizado por un alto número de herbáceas y pocos elementos arbóreos representa el menor almacén dentro del bosque.

El bosque cultivado representa el mayor almacén de C, por la alta diversidad de especies con una talla y diámetro mayor, a pesar de esto a nivel especie *Quercus rugosa* almacena más C en su bioma, por ello la importancia de conservar la vegetación nativa del bosque evitando que sea desplazada por especies introducidas.

La diferencia de contenido de carbono almacenado por diversos tipos de vegetación se debe a diversas variables como la edad de los árboles (Nowak *et al.*, 2002), y las condiciones de estructura y composición de la vegetación.

Es fundamental que se lleven a cabo estimaciones sobre almacenamiento de C en bosques urbanos, debido a que la biomasa es considerada un importante indicador de los procesos ecológicos y de manejo que ocurren en la vegetación urbana (Dobbs *et al.*, 2011).

La estimación de C almacenado en bosques tiene especial interés en las Áreas Naturales Protegidas (ANP), debido a que su definición jurídica y su creación mediante un decreto presidencial, exigen régimen especiales de protección que promueven que el C almacenado en bosques se conserve a largo plazo (Rojas-García, 2008).

El Bosque de Tlalpan es un bosque urbano que se ve influenciado por diversos factores, entre ellos las personas que acuden al lugar con fines recreativos, el manejo que se le da al bosque con fines de reforestación, así como el riesgo de incendios forestales provocados durante la temporada de estiaje.

Conclusiones

La conservación de los bosques es una gran alternativa para almacenar C al reducir las emisiones por la deforestación, y mantener los actuales almacenes, tanto en los bosques naturales como los urbanos.

Las ANP representan una de las mejores estrategias para la conservación de la biodiversidad y para asegurar los beneficios ambientales que proporcionan, estos beneficios adquieren especial relevancia ante la grave problemática ambiental que se tiene hoy en día en la Ciudad de México. Las áreas naturales relacionadas con núcleos urbanos, como el bosque de Tlalpan tienen un papel vital en la calidad del ambiente y el bienestar público.

Bibliografía

- Dobbs C., J. Hernández, F. Escobedo. 2011. Ecuaciones de biomasa aérea y área foliar basadas en métodos no destructivos para árboles urbanos de dos comunas de Chile Central. *Bosque* 3:287-296.
- Gaceta Oficial del Distrito Federal. 2011. Acuerdo por el que se expide el programa de manejo del Área Natural Protegida "Bosque de Tlalpan". México. pp.10-111.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. 217 pp.
- Grimm H, S. Faeth, N. Golubiewski, C. Redman, J. Wu, X. Bai, J. Briggs. 2008. Global change and the Ecology of cities. *Science* 319:756-760.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan. 632 pp.
- MacDicken K. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agriculture Development. Arlingon. 87 pp.



- Nowak D., J. Stevens, S. Sisinni, C. Luley. 2002. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* 28:113–122.
- Rojas-García F. 2008. Consideraciones para el balance de carbono: evaluación del movimiento de biomasa en el Parque Nacional Malinche. Tesis de licenciatura. UNAM.
- 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. *Ciencia Forestal* 33:59-86.
- Robles M., L. Ojeda. 2011. La otra cara de la ciudad: ¿Quién la ve? El suelo de conservación de la Ciudad de México. *Investigación ambiental* 1:5-17.
- Schlegel B., J. Gayoso, J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Universidad Austral de Chile. Chile. 14 pp.
- SMA-DF. 2013. Atlas de Vegetación y uso del suelo. Suelo de Conservación del Distrito Federal. México. Consultado en: <http://www.sma.df.gob.mx/sma/index.php?opcion=26&id=798>. Fecha de consulta abril de 2013.

1.24 Manejos orgánicos: ¿potencialmente viables para captura de carbono?

Miranda-García Gabriela¹; Fuentes-Ponce Mariela¹ y Rodríguez-Sánchez Luis M.¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Departamento de Producción Agrícola y Animal, Calzada del Hueso 1100, Delegación Coyoacán, D.F., México. Autor para correspondencia: 209244019@alumnos.xoc.uam.mx

Resumen

La reconversión de agro-sistemas con maíz y forrajes en zonas periurbanas hacia manejos orgánicos, podría incrementar la resiliencia de estos; sin embargo, los cambios implican altos costos para los pequeños productores. Una alternativa sería que los gobiernos de las ciudades pagaran servicios ambientales como la captura de carbono. Se implementó un área experimental en Cocotitlán, Estado de México, con 5 manejos agrícolas basados en: tipo de labranza (cero y convencional); rotación de cultivos (intercalado, rotación y monocultivo); manejo de residuos (con, sin y 30%); fuente de nutrientes (sintéticos y orgánicos); y control de arvenses (químico y cultural). Se midió durante un año, mensualmente humedad y temperatura del suelo, y emisiones de CO₂, una sola vez C orgánico, para determinar la potencialidad de los distintos manejos para retener C en el suelo y reducir emisiones. Las parcelas con labranza cero (químicas y orgánicas) presentaron los contenidos de C orgánico más altos respecto al resto de los tratamientos. La labranza cero orgánica con cultivos intercalados (maíz, calabaza, frijol y veza) presentó las mayores emisiones de CO₂ en 4 de las mediciones, sin embargo el total anual de emisiones fue igual que los otros tratamientos, el tener cubierta vegetal durante todo el año pudo intensificar la respiración en algunos meses en comparación a tratamientos sin cultivo. Los sistemas con labranza convencional tuvieron contenidos de C orgánico bajos, por lo cual, la mineralización de la materia orgánica y las emisiones de CO₂ se redujeron. Es necesario continuar monitoreando estas parcelas para obtener resultados concluyentes.

Palabras clave: carbono orgánico del suelo, sistemas de labranza, rotaciones de cultivos.

Abstract

The conversion of agro-systems with maize and forage to organic management in peri-urban areas, may increase the resilience of these systems. However, the changes involve high costs for small farmers. An alternative would be for city governments to pay environmental services such as carbon sequestration. We implemented an experimental area in Cocotitlán, Estado de Mexico, with five agricultural managements, based in: type of tillage (zero and conventional) crop rotation (intercropping, rotation and monoculture) residues management (with, without and 30%), source of nutrients (synthetic and organic) and weed control (chemical and cultural). It was measured monthly for one year, moisture and temperature of soil, and CO₂ emissions, once a year organic C. The objective was to determine the potential of different management for soil C retention and reduce emissions. Plots with zero tillage (chemical and organic) showed more organic C contents compared to other treatments. The plots with zero tillage, organic with intercropping (maize, squash, beans and vetch) had the highest CO₂ emissions in four measurements, but the total annual emissions were the same as the other treatments, having vegetation cover throughout the year could intensify soil respiration in some months compared to treatments without crop. Conventional tillage systems had lower organic C content, therefore, the organic matter mineralization and CO₂ emissions were reduced. It is necessary to continue monitoring these plots to obtain conclusive results.



Keyword: soil organic carbon, tillage systems, crops rotation.

Introducción

En las últimas décadas se ha señalado la necesidad de aumentar la producción de alimentos para cubrir las necesidades de la población, sin embargo, en la búsqueda de nuevas alternativas de producción agropecuarias es primordial mantener una concepción sistémica y holística, que considere tanto la productividad, como los componentes ambientales, sociales y culturales de los sistemas.

Los ecosistemas terrestres están involucrados en los ciclos biogeoquímicos, los cuales al ser desequilibrados generan problemas de contaminación a diferentes niveles en el agua, atmósfera y suelo. La agricultura convencional, dentro de sus prácticas ha considerado el uso de agroquímicos, los cuales han contribuido al incremento de la productividad durante los últimos 50 años, sin embargo, el uso excesivo de éstos ha tenido efectos negativos en los ecosistemas (OECD, 2002), así mismo ha provocado el agotamiento y contaminación de mantos freáticos y el aumento en las emisiones de gases de efecto invernadero (Stoate *et al.*, 2009). De allí la necesidad de proponer, conjuntamente con los productores, agrosistemas productivos en un marco de bajo impacto ambiental.

El secuestro de dióxido de carbono (CO₂) por los ecosistemas terrestres constituye un componente importante en el balance global de carbono (C). En el caso de la agricultura, el aumento de carbono en el suelo es una de las formas de capturar o secuestrar dicho elemento (García *et al.*, 2006). Los diferentes manejos agrícolas condicionan distintos grados de acumulación de C orgánico en el suelo, tasa de descomposición o retorno de CO₂ a la atmósfera y la dinámica de dicho elemento en el sistema (Govaerts *et al.*, 2009). De allí que muchas investigaciones centran su estudio en la determinación de los stock de C en el suelo, dependiendo del tipo y manejo al que fueron sometidos, a partir de ello se infieren las posibles emisiones de CO₂ (West y Post, 2002).

En las últimas décadas se han introducido prácticas de manejo agrícola con el objetivo de mejorar la calidad de los agro-ecosistemas en diferentes aspectos, incluyendo los ámbitos ambiental y social, sin dejar de lado la productividad. Una ellas es la agricultura de conservación (AC), la cual se caracteriza por la aplicación de tres fundamentos: 1) reducción de la labranza, 2) retención de residuos de cosecha y 3) rotación de cultivos. Se ha demostrado que la AC es una alternativa para capturar C, menos materia orgánica del suelo es oxidada y al disminuir la intensidad del proceso de descomposición hay menos pérdida de CO₂ a la atmósfera, funcionando el suelo como un sumidero de carbono (Alvear *et al.*, 2006; Fuentes *et al.*, 2012). Sin embargo, el uso de agroquímicos forma parte de las prácticas comunes en dicho sistema, especialmente los herbicidas que tienen gran impacto ambiental. Por ello, es primordial la búsqueda de nuevas alternativas de producción que se adapten a las condiciones de cada región utilizando herramientas mixtas de diferentes metodologías, como los principios fundamentales de la AC aunado a técnicas de la agricultura tradicional (AT) y ecológica (AE).

La AE aspira a ciclos de energía y materiales más cerrados, empleando sistemas que se abstengan del uso de productos químicos sintéticos, implementación de rotación de cultivos, uso de nutrientes de origen orgánico, fuentes renovables de energía, respetando los organismos vivos del sistema (Baars y Baars, 2007; Guzmán y González, 2009). En casos estrictamente necesarios se usan aquellos productos sintéticos de menor impacto ambiental, así mismo no tiende necesariamente a regresar a maneras anteriores de producción (Lampkin, 1990). Varios autores afirman que la AE puede reducir las emisiones de CO₂ acumulando C orgánico en el suelo debido a las prácticas que utiliza: aplicación de estiércol, reincorporación de restos de cultivos y abonos verdes, rotaciones (SEAE, 2005). Asimismo, cabe señalar que el uso inadecuado de fertilizantes o mejoradores orgánicos también podría impactar en los ciclos biológicos del sistema, de ahí la importancia de estudiar y monitorear los diferentes agro-

ecosistemas para saber con precisión las ventajas y desventajas de los mismos y con base en ello plantear adecuaciones o nuevos modelos de producción.

La producción agropecuaria de la zona de estudio, Cocotitlán, Estado de México, se ha visto seriamente amenazada por el contexto y dinámica suburbana a la que está expuesta, aunado a un detrimento ambiental creciente. En este contexto se planeó e implementó conjuntamente con la línea de agroecología del Programa de Investigación Sierra Nevada (PISN) de la Universidad Autónoma Metropolitana, un área experimental que contempla diferentes manejos agrícolas con el objetivo de buscar sistemas más sustentables de producción de maíz en rotación o asociación con forrajes. En el presente trabajo el objetivo primordial fue estimar emisiones de CO₂ y contenido de C orgánico en suelos con 5 modelos de manejo diferentes, los cuales incluyen producción de grano de maíz y forraje.

Materiales y métodos

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, considerado el último remanente de los recursos naturales de la región (Raufflet, 2002) y constituye el área más importante para la recarga de sus acuíferos. 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 2300 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) con un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones, lo que dio un total de 15 parcelas 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. AC= Agricultura de conservación

Agrosistema	Labranza	Manejo de residuos	Fertilización	Manejo de arvenses	Rotación
Convencional	Convencional	Sin residuos	Química	Herbicida	Monocultivo
Ecológico	Convencional	Incorporado (30%)	Orgánica	Control mecánico	Monocultivo
AC con agroquímicos	Cero	Retención (100%)	Química	Químico	Rotación
AC sin agroquímicos	Cero	Retención (100%)	Orgánica	Orgánico	Rotación
Milpa orgánica (manejo mixto)	Cero	Retención (100%)	Orgánica	Orgánico Cultivo forrajero (veza)	Asociado

Para medir CO₂ y humedad se realizó un muestreo sistémico de 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 15 cm 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 1; en la que se establece la relación existente entre la constante dieléctrica (ϵ_c) con la humedad volumétrica.

$$\Theta_v = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} \epsilon_c - 5.5 \times 10^{-4} \epsilon_c^2 + 4.3 \times 10^{-6} \epsilon_c^3 \quad (1)$$

El carbono orgánico se calculó a partir de datos de materia orgánica, utilizando el método Walkley y Black (NOM-021, 2000).

Se realizó un análisis estadístico de medias para los valores de las emisiones CO_2 , humedad y C orgánico, para la comparación de éstas se realizó una prueba de Tukey a un nivel de significancia de $p < 0.05$.

Resultados y discusión

Las mayores emisiones de CO_2 en todos los tratamientos se reportaron en temporada de lluvias, (de julio a noviembre 2012) (Figura 1A), posiblemente a una mayor actividad microbiana que propicia los procesos de mineralización de la materia orgánica (Arnaldo *et al.*, 2009) o a la fractura de los agregados por la humectación lo que provoca la liberación del carbono protegido, aumentando las emisiones.

Los suelos con labranza cero, cultivo intercalado, manejados orgánicamente con retención de residuos, mostraron las tasas significativamente mayores de emisiones de CO_2 en las mediciones de marzo (14 y 30), 9 de junio y 14 de julio (Figura 1A) respecto a los suelos con otros tratamientos, dichas parcelas tuvieron cultivo todo el año ya que para el manejo orgánico de arvenses se sembró veza, lo que suprimió la emergencia de las mismas, la respiración de las plantas aumentó la tasa de emisiones en comparación con las que no tenían ningún cultivo establecido. Asimismo, fue el tratamiento con mayor contenido de C orgánico de 5-10 cm de profundidad (Cuadro 2), posiblemente por la mayor concentración de raíces de veza, lo cual también pudo propiciar mayor mineralización y por ende mayores emisiones de CO_2 .

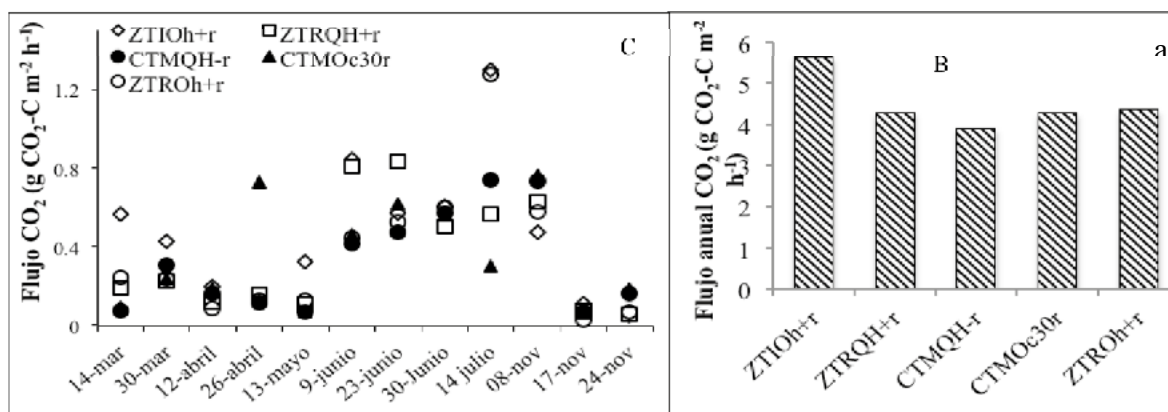


Figura 1. Emisiones de CO_2 mensuales (A) y anuales (B) de suelos con diferentes manejos agrícolas, CT=Labranza convencional, ZT=labranza cero, M=monocultivo, R=rotación, I=intercalado, Q=fertilización química, O=fertilización orgánica, H=herbicida químico, h=herbicida orgánico, c=control mecánico de arvenses, +r=con residuos, -r=sin residuos, 30r=30% de residuos.

Sin embargo, en el balance anual de emisiones de CO₂ no hubo diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (Figura 1B), esto quiere decir que en el caso de ZTIOH+r, donde hay cultivo todo el año por la implementación de veza (el suelo nunca estuvo descubierto), por ende mayor producción de biomasa, las emisiones no aumentan significativamente (Figura 1B) en comparación con un suelo que sólo sostuvo producción durante 5 meses como el caso de las parcelas con agricultura convencional y agricultura de conservación con manejo químico.

Cuadro 2. C orgánico de suelos con diferentes manejos agrícolas, CT=Labranza convencional, ZT=labranza cero, M=monocultivo, R=rotación, I=intercalado, Q=fertilización química, O=fertilización orgánica, H=herbicida químico, h=herbicida orgánico, c=control mecánico de arvenses, +r=con residuos, -r=sin residuos, 30r=30% de residuos

Tratamientos	Carbono orgánico del suelo (g kg ⁻¹)		
	0-5cm	5-10cm	10-20cm
CTMQH-r	3.2	3.6	3.3
CTMOC30r	3.9	4.3	4.7
ZTRQH+r	6.5	5.8	4.4
ZTROh+r	6.4	4.1	4.3
ZTIOh+r	4.9	6.2	5.0
LSD	3.8	2.5	2.7

En los muestreos del 9 y 23 de junio los suelos con ZT e insumos químicos, presentaron tasas significativamente mayores de emisiones de CO₂ con respecto a los demás tratamientos (Figura 1A), ese día no se realizó ninguna actividad cultural; una de las explicaciones podría ser que aunado a las buenas condiciones de humedad (en estas fechas fueron las primeras lluvias) hay fertilizante soluble, lo que ofrece disponibilidad de nutrientes tanto para microorganismos como para las plantas en dichas parcelas, incrementando las tasas de respiración, en comparación con las parcelas donde se aplicó fertilizantes orgánicos que requieren un proceso de mineralización más lento, además de una posible inmovilización por ser el primer año con retención de residuos (Lal *et al.*, 1998).

El 8 de noviembre se llevó a cabo la cosecha, las emisiones de CO₂ aumentaron en los tratamientos de labranza convencional CTMOC30r y CTMQH-r, es difícil precisar los motivos del aumento de las emisiones, sin embargo, se puede suponer que se debe al aumento de la actividad heterotrófica de los organismos asociados con la descomposición de raíces frescas en las parcelas con CT en comparación con ZT, el no mover el suelo propicia la formación de agregados lo que protegerá a las raíces frescas de ser degradadas (Franzluebbers *et al.*, 1995).

El 24 de noviembre los tratamientos de labranza convencional, CTMOC30r y CTMQH-r, de nuevo mostraron tener las mayores emisiones de CO₂, debido a que se realizó un movimiento de suelo con el tractor para controlar las malezas, preparar la cama de siembra y el acondicionamiento del suelo para el siguiente ciclo, la ruptura de los agregados aumentando la pérdida de CO₂ a la atmósfera (Alvear *et al.*, 2006).

Los contenidos de C orgánico en el suelo no presentaron una tendencia definida, solamente existió diferencia significativa de 5 a 10 cm de profundidad del perfil (Cuadro 2), siendo el suelo con ZTIOH+r el suelo con mayor contenido (lo cual ya se discutió arriba), mientras que el tratamiento con menor contenido de C orgánico fue CTMQH-r, lo que se debió probablemente a la no incorporación de materia orgánica al suelo, aunado al movimiento del mismo (Ussiri y Lal, 2009). A pesar de que no existió diferencia significativa entre tratamientos, en el contenido de C orgánico del suelo de 0-5cm de profundidad, se observó que las parcelas con ZT+r presentaron contenidos mayores debido a los residuos que se dejan sobre la superficie y al no movimiento del suelo, que normalmente enriquecen con MOS la parte superficial del mismo (Stewart *et al.*, 2008).



Conclusiones

Los manejos orgánicos con labranza cero, intercalados o con rotación, no mostraron menores emisiones anuales de CO₂ en comparación con los otros tratamientos, sin embargo, en el caso del manejo intercalado mantuvieron una cubierta vegetal durante todo el año, lo que ayudó a incrementar los contenidos de C orgánico en el suelo de 5 a 10 cm de profundidad, aunado a diversificar la producción ofreciendo al productor tanto cultivos básicos (maíz, calabaza, frijol) como un cultivo forrajero (veza). Mientras que los otros sistemas sólo tuvieron vegetación en el ciclo del cultivo (5 meses) y el balance de emisiones anual fue igual y los contenidos de C en el suelo menores. Estos resultados no son todavía concluyentes, debido al poco tiempo de experimentación, por lo que es necesario un monitoreo constante a largo plazo.

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” N^o 169056.

Asimismo, agradecemos el apoyo del programa de Agricultura de Conservación del CIMMYT, por medio del proyecto MasAgro.

Bibliografía

- 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* 2:38-53.
- 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* 1:44-53.
- Baars E., T. Baars. 2007. Towards a philosophical underpinning of the holistic concept of integrity of organisms within organic agriculture. *NJAS Wageningen. Journal of Life Sciences* 54:4-54.
- Franzluubbers A. J., F. M. Hons, D. A. Zuberer. 1995. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Applied Soil Ecology* 2:95-109.
- Fuentes M., C. Hidalgo, J. Etchevers, F. De León, A. Guerrero, L. Dendooven, N. Verhulst, B. Govaerts. 2012. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO₂ emissions. *Plant Soil*. 355:183-197.
- García A., M. Laurín, M. J. Llosá, V. González, M. J. Sanz, J. L. Porcuna. 2006. Contribución de la agricultura ecológica a la mitigación del cambio climático en comparación con la agricultura convencional. *Agroecología* 1: 75-88.
- Govaerts B., N. Verhulst, A. Castellanos-Navarrete, K. Sayre, J. Dixon, L. Dendooven. 2009. Conservation agriculture and soil carbon sequestration; between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Science. Plant Sciences* 28:97-122.
- Guzmán C. G. I., M. González de Molina. 2009. Preindustrial agriculture versus organic agriculture. The land cost of sustainability. *Land Use Policy* 26:502-510.
- Lal R., J. Kimble, R. Follett, C. Cole. 1998. The SOC pool in US soils and SOC loss from cultivation. In: Lal, R., Kimble, J., Follett, R., Cole, C. (Eds.), *The Potential of US Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effects*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI. pp. 18-21
- Lampkin N. 1990. *Organic farming*. Farming Press. EEUU. 701 pp.
- NOM-021. 2000. NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 85 pp.
- OECD. 2002. *Environmental Performance Reviews: New Zealand*. OECD, Paris, France.
- SEAE. 2005. “El papel de la agricultura ecológica en la mitigación del calentamiento global terrestre”. Informe preliminar de la Sociedad española de agricultura ecológica.

- Raufflet E. 2002. Institutional Change and Forest Management: The Case of Tlalmanalco, Mexico”, D. Phil. Thesis, McGill University.
- Stewart C., A. Plante, K. Paustian, R. Conant, J. Six. 2008. Soil Carbon Saturation: Linking concept and measurable carbón pools. *SSSAJ* 72:379–392.
- Stoate C., A. Baldi, P. Beja, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, C. Ramwell. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91:22–46.
- Topp G. C., J. L. Davis. 1985. Measurement of soil water content using Time- Domain Refeltrometry: 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.
- West T. A., 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.



1.25 Retos y avances en la medición y monitoreo de carbono orgánico del suelo en México

Cruz-Gaistardo Carlos O.¹

¹Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Av. Héroe de Nacozari Sur 2301, Aguascalientes, México, C. P. 20270. Autor para correspondencia: omar.cruz@inegi.org.mx

Resumen

México actualmente realiza investigaciones exhaustivas para reducir la incertidumbre en la medición y monitoreo de carbono. Los retos más importantes están en las siguientes áreas: Calidad del muestreo. La calidad depende de la capacidad de las instituciones para ejecutar metodologías orientadas a un monitoreo común de carbono que implique medir todos los reservorios de carbono al mismo tiempo, en el mismo lugar, con técnicas más eficientes en la estimación de incertidumbres y contemplar remuestreos en diferentes periodos estacionales y durante eventos raros o extremos. Interferencia satelital. El monitoreo de carbono debe considerar los errores asociados al desplazamiento y funcionamiento del sensor durante su vida útil, irregularidades del geoide, nubosidad extrema y la dispersión irregular del vapor de agua. Es conveniente que los estudios sobre carbono sean comparables entre sí en cuanto al tamaño y forma de las unidades de estudio para concatenar la información en cualquier escala de representación: parcela-municipio-estado-país-región. Métodos de propagación y modelación de carbono. El problema central en la cartografía del carbono es la diferencia abismal entre la superficie medida y la superficie total de representación, así como el uso desproporcionado de los métodos estadísticos paramétricos. A nivel nacional se han obtenido en los últimos tres años 11 658 muestras básicas y 213 525 muestras complementarias orientadas a caracterizar detalladamente el contenido de carbono en todos los reservorios del suelo y la biomasa superficial. Localmente, el estado de Aguascalientes es el primer estado en el mundo que oficialmente enfoca su Inventario Forestal y de Suelos a caracterizar la distribución y movimiento de carbono en sus diferentes transiciones de vegetación e integrados de suelos.

Palabras clave: carbono, México, incertidumbre.

Introducción

Desde 1934 la determinación de carbono orgánico (CO) por el método de Walkey y Black ha sido útil como indicador de la fertilidad del suelo. Al igual que la productividad de biomasa microbiana, el carbono orgánico es una propiedad dinámica empleada para conocer el estado de salud del suelo que permite medir y monitorear su estabilidad frente al cambio climático.

Para entender mejor los procesos de medición de carbono debemos tener claro que el carbono total (CT) es la suma del carbono inorgánico (CI) más el carbono orgánico (CO): $CT = CI + CO$, donde el carbono inorgánico puede estar libremente en los carbonatos del suelo o constituyendo minerales de calizas, dolomitas o esquistos por ejemplo, así como en el dióxido de carbono disuelto en los gases que las rocas emiten al calentarse o en forma de carbono vegetal producto de incendios, hulla o grafito. El carbono orgánico por su parte es el producto de la descomposición de plantas, metabolismo de organismos vivos, el crecimiento bacteriano y que también forma parte de compuestos sintéticos como los fertilizantes (amidas y urea).

Para cuantificar el carbono orgánico del suelo (COS) existen muchos procedimientos que están basados en un fundamento común: acidificación, oxidación, detección y cuantificación del carbono.

El CO es la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico y se mide por la cantidad de dióxido de carbono generado al oxidar la materia orgánica mediante compuestos como el dicromato de potasio (Walkey y Black) o con persulfato activado por calor o ultravioleta a través de una combustión catalizada con platino (analizadores COT). Una alternativa frecuentemente empleada es medir la diferencia entre el reactivo oxidante agregado al inicio del proceso y el sobrante al final del mismo en términos de centimoles L^{-1} .

Antes de la oxidación del carbono orgánico susceptible es necesario liberar directamente al aire del carbono inorgánico transformado en carbono gaseoso. Esto se logra acidificando el suelo a pH de 2.0 con ácido sulfúrico o ácido fosfórico (analizadores COT).

Entre los métodos más comunes para detectar y cuantificar el CO liberado por combustión están la conductividad eléctrica y el infrarrojo no dispersivo (NDIR). Las mediciones por conductividad tienen frecuentes interferencias en el valor del CO debido a fluctuaciones de temperatura, pH y altas concentraciones de elementos (H^+) y compuestos químicos (SO_3^{2+} , SO_2^-). Aún con membranas especiales la condición de desbordamiento o sobrecarga es muy probable por microescapes o bloqueos por crecimiento bacteriano.

El NDIR por el contrario es un método libre de interferencias, directo y específico. Consiste en medir, durante la oxidación de la muestra, una región de absorción de luz infrarroja (comúnmente de 4.26 micrómetros) al mismo tiempo que el gas fluye a través del detector. Si el proceso está acompañado de un sistema de concentración presurizada estática (SPC) es mejor porque permite el equilibrio químico de los gases garantizando una medición más precisa del CO.

La exactitud entre los métodos de cuantificación de COS es muy diferente. Mientras la técnica Walkey y Black asume dos coeficientes empíricos: 58% del carbono sería la materia orgánica fácilmente oxidable y 77% de la materia orgánica total se oxidaría durante la reacción con dicromato de potasio en medio ácido, los analizadores de COT pueden detectar concentraciones por debajo de 1 parte por billón (1 ppb) y no requieren calibración, por ello actualmente son el método de referencia por excelencia. (Figura 1).

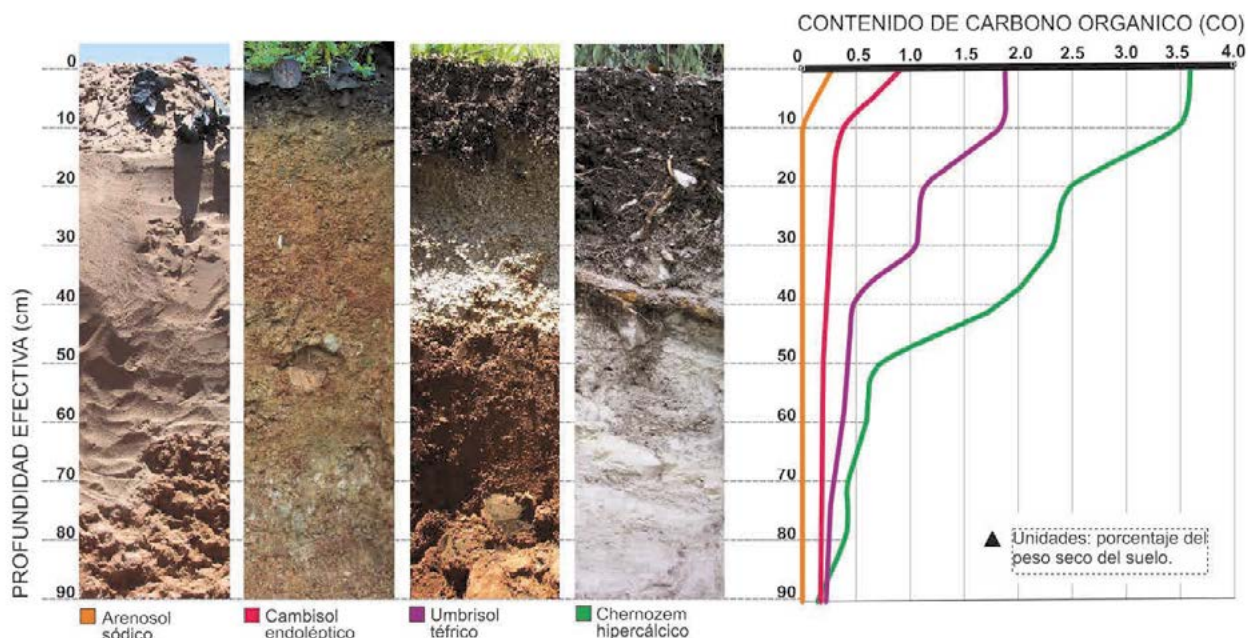


Figura 1. Medición de carbono en diferentes perfiles de suelo con analizadores COT.

Resultados y discusión

El desarrollo tecnológico actual indica que una muestra de suelo puede tener un análisis exacto en laboratorio, sin embargo, existen factores externos que limitan fuertemente el uso de estos análisis. Los factores que deben atenderse para evitar interferencias mayores durante la medición y monitoreo del carbono son el diseño del muestreo, la calibración de sensores satelitales, los métodos de propagación de datos y el modelaje de los flujos de carbono. Se detallan a continuación algunos aspectos a considerar:

Diseño del muestreo de suelos orientado a determinación de carbono

El trabajo de campo es el proceso más costoso y quizá el menos aprovechado durante la medición y monitoreo de carbono. Más que la intensidad del levantamiento es la calidad de muestreo el factor con mayor efecto sobre los resultados en la medición.

El factor de temporalidad, por ejemplo, no es atendido en la mayoría de los muestreos de suelos. Los enfoques estáticos de un solo muestreo dominan sobre los enfoques dinámicos de re-muestreo en diferentes estaciones (periodos secos y húmedos). Tampoco se contemplan dentro de las metodologías los muestreos durante eventos raros (nevadas en zonas semicálidas) o eventos extremos (huracanes o incendios sin control) que afectan sensiblemente las tasas de transformación de carbono por el cambio abrupto en la temperatura y humedad del suelo.

No obstante, quizá lo más difícil de vencer es la resistencia que existe entre las instituciones con capacidad e infraestructura para lograr un monitoreo común del carbono. Persiste la idea de enfocar las mediciones hacia la biomasa aérea aun cuando la biomasa subterránea concentra más de las dos terceras partes del carbono terrestre. Se mantiene la prioridad por realizar más estudios cualitativos que cuantitativos, manteniendo vigente de esta manera técnicas poco eficientes de propagación de datos que presentan además fuertes limitaciones para estimar los errores asociados a la complejidad natural de cada ecosistema. Es también una realidad que los grandes productores de información de suelos en Latinoamérica dan menor prioridad a los levantamientos integrales (suelo, agua y vegetación) al mismo tiempo y en el mismo lugar.

No todos son problemas. Existen avances significativos en los países de la región en cuanto a número y calidad de estudios sobre carbono en el suelo. A nivel nacional por ejemplo, a partir del periodo 2009-2012 el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la República Mexicana incorporó 11 658 estudios en diversos sitios del país para evaluar el carbono en sus tres reservorios (aéreo, terrestre y subterráneo). Asimismo, desde 1968, el INEGI ha levantado más de 23 mil perfiles de suelo que aportan hasta el momento 51 968 valores de carbono a nivel de horizonte de suelo.

A un nivel más detallado, el estado de Aguascalientes es el primero en América Latina en orientar su Inventario Estatal de Suelos a la medición de carbono en sus múltiples transiciones de suelos y ecosistemas, con el objeto de identificar el camino más probable que sus bosques y selvas podrían recorrer hasta llegar al estado de máxima degradación y saber al mismo tiempo las alternativas más viables para evitarlo.

En la Figura 2 se representan las principales transiciones de los encinares de Aguascalientes. El ancho de las líneas representa la frecuencia de cambio entre dos tipos de vegetación o uso del suelo. Por ejemplo, la transición más frecuente del bosque de encino cerrado (BQc) es la vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de encino (VSaa/BQ) con el 48.8%. El valor de la frecuencia se basa en la proporción de la longitud total de arcos de cada vecindad (ver línea roja abajo) entre dos polígonos de vegetación o uso del suelo.

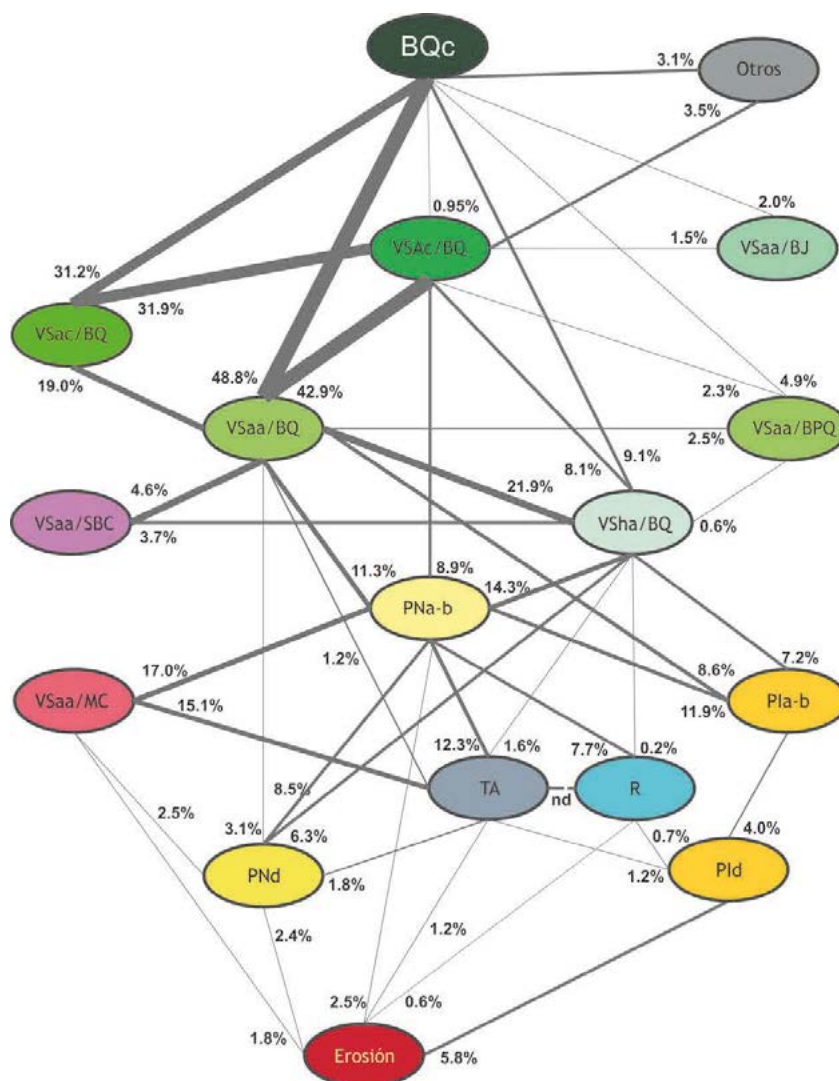


Figura 2. Principales transiciones de los encinares en Aguascalientes. Simbología: BQc (Bosque de encino cerrado), VSaC/BQ (Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino), VSac/BQ (Vegetación secundaria arbustiva cerrada de bosque de encino), VSaa/BQ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de encino), VSaa/BJ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de táscate), VSaa/BPQ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de pino-encino), VSaa/SBC (Vegetación secundaria arbustiva abierta de selva baja caducifolia), VSha/BQ (Vegetación secundaria herbácea de bosque de encino), VSaa/MC (Vegetación secundaria arbustiva de matorral crasicauale), PNa-b (Pastizal natural abierto o muy abierto), PNd (Pastizal natural extremadamente abierto), TA (Agricultura de temporal), R (Agricultura de riego), Pla-b (Pastizal inducido abierto o muy abierto), PId (Pastizal inducido extremadamente abierto), Erosión (Áreas desprovistas de vegetación o con evidencias de erosión superficial fuerte o extrema).

Calibración de sensores en el escalamiento de estudios sobre carbono

Los sensores satelitales son un instrumento de apoyo a los investigadores pues indican los límites espaciales hasta donde las condiciones de relieve, humedad y cobertura vegetal son similares para cada estudio puntual de campo. El problema es que persiste un abuso casi generalizado en el aprovechamiento de las bondades de la radiometría satelital.

Se asume frecuentemente que todos los sensores operan con la misma sensibilidad durante toda su vida útil y que las imágenes están libres de errores por desplazamientos, irregularidad del geoide, fuerte nubosidad, dispersión irregular del vapor de agua, así como interferencias por cobertura extrema en el dosel y heterogeneidad en la altura y en la distribución de las especies vegetales. Una posible solución es mantener validaciones cruzadas entre los diversos sensores y calibrar más a menudo con la información de campo para que en un futuro la caracterización de píxeles sea más un asunto de ajuste que de idealización. Es conveniente que los estudios de campo orientados a carbono sean comparables entre sí en cuanto al tamaño y forma de sus unidades de estudio, mejorando de esta manera la eficiencia de los sensores para concatenar la información en cualquier escala de representación: parcela-municipio-estado-país-región (Figura 3).

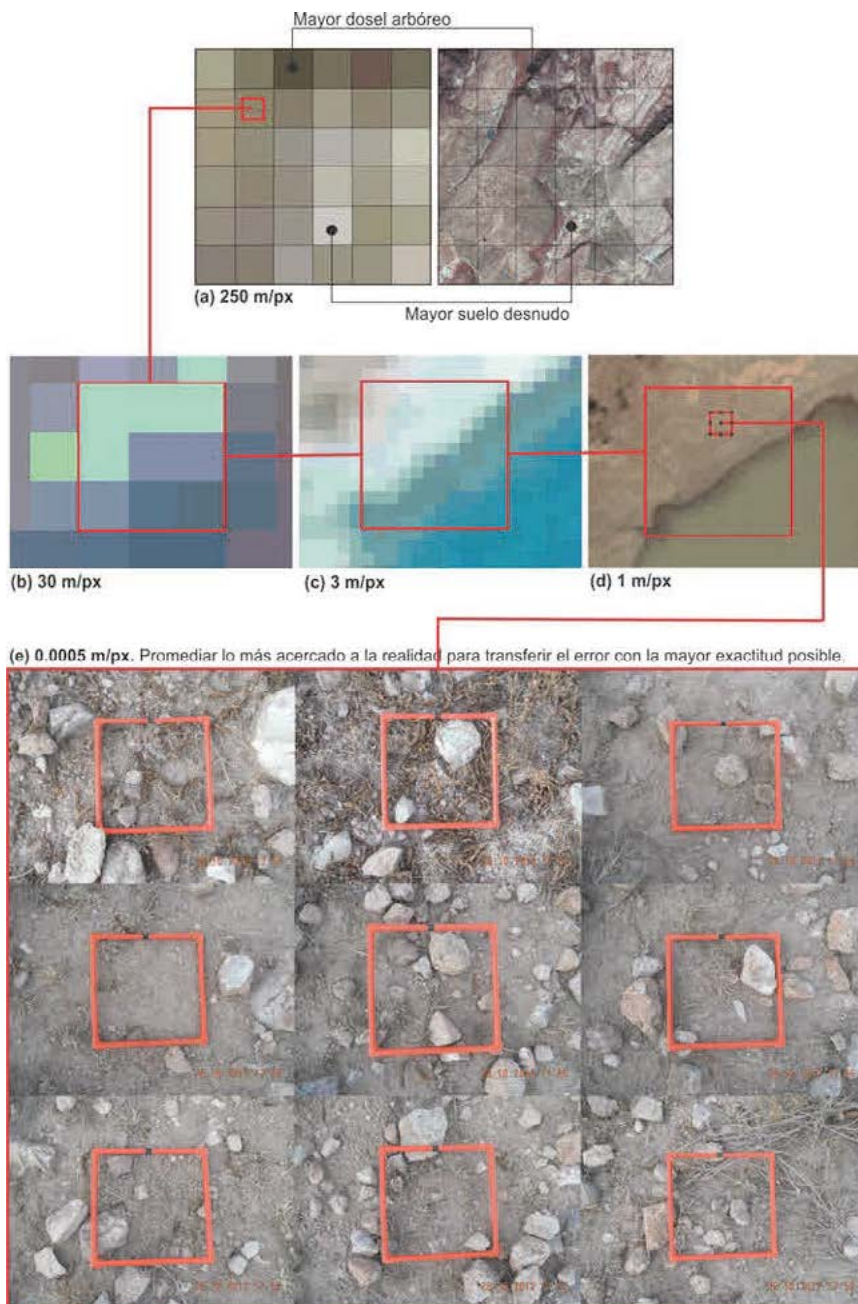


Figura 3. Propuesta de escalamiento en los estudios sobre carbono orgánico apoyados por sensores remotos. (a) Uso de imágenes con amplia resolución (250-1000 m/píxel) para monitoreo de carbono a nivel continental por parte de organismos internacionales. (b) Imágenes con 10 a 30 m/píxel para monitoreo nacional por parte de organismos públicos. (c) Imágenes de resolución media (1-10 m/píxel) para monitoreo estatal-provincial por parte de empresas privadas con apoyo y supervisión de organismos técnicos especializados. (d) Uso de imágenes de alta resolución (menor de 1 m/píxel) incluyendo productos satelitales de barrido (radar) para monitoreo permanente de carbono por parte de organismos académicos en sitios específicos de muestreo con validación intensiva.

El trabajo de campo es la actividad donde se obtienen datos analíticos, fotos digitales, radiometría terrestre y otras evidencias necesarias para calibrar y validar el uso de las imágenes satelitales en cualquier resolución.

(e) muestra los sitios exactos donde se obtiene el promedio de carbono orgánico que será transferido a los píxeles que correspondan a su ubicación. Las variaciones detectadas entre los 9 sitios de muestreo determinan el error asociado al valor de carbono de cada píxel en la imagen satelital más cercana a la fecha real del levantamiento de campo.

Propagación de datos y modelación de flujos de carbono

Cuando el trabajo de campo y laboratorio está avanzado, los analistas inician el proceso de escalamiento y propagación espacial de la información sobre carbono. El problema central en la cartografía del carbono es la diferencia abismal entre la superficie medida y la superficie total de representación.

Considerando hipotéticamente que todos los datos existentes en América Latina y el Caribe estuvieran perfectamente integrados, alrededor de medio millón de perfiles (4 m^2 por perfil) y un millón de barrenaciones de suelo (0.1 m^2 por barrenación), esta superficie es apenas una diezmillonésima parte de la superficie total en la que se representará espacialmente el contenido de carbono orgánico. Debemos pues reflexionar en la importancia de elegir sitios de muestreo más representativos, medir con la mayor exactitud esa representatividad y modelar con la mayor eficiencia la variación espacial del carbono bajo diferentes circunstancias.

Esto implica transitar cada vez más de los métodos de propagación mecanicistas, probabilísticos o determinísticos hacia métodos holísticos donde la conceptualización de cambio incluya umbrales, ecotonos, integrados de suelos y transiciones, en donde cualquier esfuerzo de medición esté orientado a conocer con detalle los parámetros que determinan el comportamiento de los atrayentes principales, entendiendo como atrayente aquel lugar donde todas las líneas rectas transformadas coinciden en un punto principal, en otras palabras: el carbono final después de estados transitorios dependientes de las condiciones iniciales asociadas a un uso del suelo o manejo. Algunos ejemplos de parámetros con efecto sobre los atrayentes son la relación carbono:nitrógeno, el tipo de celulosa de las hojas, la diversidad de afloramientos rocosos internos, la estructura superficial y el grado de empaquetamiento entre las arcillas, la sombra y la intensidad de radianza sobre el suelo, por citar algunos

Un error bastante común y universalmente aceptado es la presunción de ciertos supuestos durante la cuantificación del carbono. Se asume por ejemplo, que los criterios taxonómicos de los sistemas de clasificación de suelos son exactos y que todos los grupos de suelos mantendrán un comportamiento homogéneo en cuanto a sus propiedades del suelo (por ejemplo en la textura y gravosidad). En el caso de las funciones de pedotransferencia es recomendable mejorar la calibración de las determinaciones indirectas, para evitar errores costosos como la determinación de la densidad aparente a partir de muestras obtenidas en campo pero que son procesadas con técnicas diferentes como la de porosidad.

En medios tan heterogéneos como el suelo es fundamental que los modelos para representar los flujos de carbono consideren también los puntos de auto-reparación de los ecosistemas y que la evaluación de las trayectorias de cambio indiquen cuando el estado de salud de un suelo en términos cuantitativos y si aún existen posibilidades reales de ser reversible.

Es recomendable que las instituciones académicas exploren además de las técnicas paramétricas, el uso de dinámicas no lineales tales como las oscilaciones sinusoidales, estados periódicos complejos y oscilaciones caóticas, de tal modo que pueda explicarse mejor el comportamiento espacial y temporal del carbono desde otros puntos de vista con máxima información y con el mínimo de hipótesis.

Agradecimientos

Se agradece al INEGI, al Programa Mexicano del Carbono y al Colegio de Postgraduados por la oportunidad de desarrollar habilidades y conocimientos a partir de las experiencias de campo y laboratorio en los últimos veinte años.



Se agradece al Join Research Centre (JRC) por su respaldo científico constante en la ejecución y documentación de los procesos de medición y monitoreo de carbono en el suelo y por el permiso para el uso de textos contenidos en el Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe.

1.26 Inventario estatal forestal y de suelos de Aguascalientes, 2012

Díaz-Núñez Vicente¹; Cruz-Gaistardo Carlos²; Martínez-de Anda Jorge A.¹ y Chapa Daniel¹

¹Dirección General de Ecosistemas y Recursos Naturales, Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes, Blvd. José Ma. Chávez No. 1917 esquina con Av. Siglo XXI, Col. Prados de Villasunción, C.P. 20280, Aguascalientes, México.

²GRENASER, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Chiconautla 8, San Antonio, Texcoco. Autor para correspondencia: carloscruzg@yahoo.com.mx

Resumen

El Gobierno del Estado de Aguascalientes gestionó en el año 2012 la realización del Inventario Estatal Forestal y de Suelos (IEFyS) en coordinación con la Comisión Nacional Forestal, el cual representa una poderosa herramienta que constituye el elemento base para el establecimiento de programas de restauración, conservación y aprovechamiento de los recursos forestales y de suelos, que permitan mantener las condiciones de salud de los ecosistemas estatales y que serán determinantes para mejorar la calidad de vida de la sociedad en general. Durante el Inventario se levantaron 50 conglomerados en los cuales se midieron directamente 3306 árboles y se obtuvieron 450 muestras de hojarasca, 405 de fermentación y 498 de suelo mineral. Las principales variables de estudio fueron: cobertura y vegetación menor, repoblado, arbolado mayor, combustibles y suelos. Los resultados fueron sintetizados en un libro donde se describe cuantitativamente el estado actual y la integridad que guardan las comunidades forestales del Estado de Aguascalientes. Ahora se sabe, por ejemplo, que una hectárea de bosque cerrado de encino tiene 644 árboles y 62.5 toneladas de carbono orgánico en el suelo (COS) y que cuando se transforma a un bosque abierto su arbolado disminuye a 203 árboles y 23.2 ton ha⁻¹ de COS. En el proceso del Inventario Forestal se generó el Mapa Estatal de Uso de Suelo y Vegetación 1:50 000 así como diversos modelos de estados y transiciones para conocer las pérdidas de carbono en los principales cambios naturales o antropogénicos de los bosques y selvas.

Palabras clave: inventario, Aguascalientes, CONAFOR, SMA, bosques, suelos.

Introducción

El bienestar de la humanidad depende de los diversos bienes y servicios que otorgan los ecosistemas naturales. Hoy en día, las actividades humanas ocasionan efectos negativos sobre el ambiente que han rebasado las escalas locales y regionales, alcanzando niveles globales. Esto ha deteriorado a los ecosistemas naturales y con ello al sistema de soporte de vida de nuestro planeta.

Entre los cambios globales, el cambio de uso del suelo y el cambio climático, causan graves conflictos tales como la acelerada pérdida de especies tanto de flora como de fauna, disminución en la productividad de los ecosistemas, detrimento progresivo en la calidad de vida de los habitantes tanto de zonas urbanas como rurales, entre otros. Durante décadas el ser humano de manera individual y colectiva ha desarrollado importantes iniciativas para detener y revertir el deterioro ambiental, por lo que integrar y coordinar dichos esfuerzos y transformarlos en políticas públicas, constituyen un enorme reto para garantizar la mejor calidad de vida de las generaciones por venir. Es por ello que el Gobierno del Estado de Aguascalientes a través de la Secretaría de Medio Ambiente, ha desarrollado una importante labor gestionando y operando proyectos estratégicos que permitan contar con información sustancial para el establecimiento de políticas territoriales de restauración, conservación y aprovechamiento sustentable de los paisajes naturales, en el marco de los programas de ordenamiento ecológico del territorio.

El Inventario Estatal Forestal y de Suelos representa una poderosa herramienta que tiene como objetivo primario describir la riqueza forestal de Aguascalientes, plasmando el estado actual y la integridad que guardan las comunidades forestales de las grandes ecoregiones que componen nuestro Estado. Su misión es constituir el elemento base para el establecimiento de programas de restauración, conservación y aprovechamiento de los recursos forestales y de suelos, que permitirán mantener y mejorar las condiciones de salud de los ecosistemas estatales y que serán determinantes para mejorar la calidad de vida de la sociedad en general.

Materiales y métodos

El diseño es sistemático y estratificado por conglomerados. Fueron seleccionados 50 conglomerados de una rejilla establecida por la CONAFOR y en función a la diversidad, abundancia y dominancia de especies en los ecosistemas y grandes paisajes del estado. Las coordenadas del centro del conglomerado, se tomaron con los siguientes parámetros de posicionamiento: Datum WGS 84, Sistema de Coordenadas Geográficas en grados, minutos y segundos. El equipo empleado en este levantamiento fue el Juno SB de Trimble. El primer paso es establecer el punto de control, en lugares fácilmente identificables que garanticen su permanencia para futuros remuestreos. Se entierra una estaca de madera al centro y una varilla metálica hasta 30 cm de profundidad y se registra fotográficamente los valores de posicionamiento del GPS: coordenada, altitud, distancia y azimut al centro del primer sitio del conglomerado, factor de dilución de error (PDOP) y la hora. A continuación y con ayuda del clinómetro se estima el porcentaje de pendiente por cuadrante y mediante las cuerdas compensadas se corrige la delimitación de la parcela de 400 m² (Figura 1).



Figura 1. Algunos procedimientos indicados en el Manual de Remuestreo de la CONAFOR: uso del clinómetro, marcaje de árboles submuestra y colocación de placas a árboles límite.

La compensación por pendiente también aplica al distanciamiento entre centros de sitios. La unidad de muestreo en bosques es un conglomerado integrado por cuatro unidades circulares de registro o sitios equidistantes del centro a cada 45.14 m. Este diseño aplica para todos los conglomerados donde las comunidades dominantes sean las semiáridas, palmares, vegetación hidrófila y los pastizales naturales. En el caso de selvas las cuatro unidades de muestreo son rectangulares, con un largo de 40 m

y un ancho de 10 m, equidistantes entre centros a 36.42 m. La orientación de los rectángulos depende del número del sitio. Después se procede a delimitar sus respectivos subsitios de 1 m² y 12.56 m². En el caso particular del sitio 3 se establecen adicionalmente dos transectos de 15 metros de longitud, orientados hacia el Norte-Sur y Este-Oeste, con el objeto de establecer las varillas para monitoreo de la erosión y realizar mediciones específicas de material muerto sobre la superficie (combustibles), suelos, mantillo, cobertura de arbustos, gramíneas, hierbas y presencia o ausencia de dosel.

Se han realizado las siguientes mejoras para los procesos de campo:

- Registro de los azimuts y distanciamientos para todos los árboles límite: N, NE, E, SE, S, SO, O, NO, PRIMERO y ÚLTIMO, incluyendo las submuestras. Al menos en un 80% de los estudios de campo en este inventario se ha registrado el valor de azimut del arbolado mayor en los cuatro sitios del conglomerado.
- Descripción de la vegetación menor no solo en formatos de pastizales, matorrales y vegetación hidrófila sino también en los formatos de bosques y de selvas.
- Muestreo de rodajas extraídas a 1.3 m de altura en especies seleccionadas como submuestras u otros árboles de interés para estimaciones de carbono orgánico en la biomasa aérea. En el caso de matorrales el muestreo es orientado hacia la recolección de ramas secas encontradas en el piso en diferente estado de descomposición.
- Lectura de color del suelo por métodos de espectroscopía en la región del espectro visible.

Resultados

En sus 5621.55 km² de superficie el estado de Aguascalientes presenta una gran variabilidad genética en sus ecosistemas: bosques, selvas, matorrales, pastizales y vegetación riparia. Los bosques ocupan el 18.8% de la superficie estatal. Son importantes por sus servicios ambientales como primer fuente de escurrimientos de agua, porque es hábitat de varias especies de fauna protegida y porque son el principal atractivo del ecoturismo en el estado.

Ajustando los criterios florísticos y morfológicos, se puede representar cartográficamente a las selvas con el 7.1% de la superficie estatal. Independientemente de su representación cartográfica como selvas bajas o matorrales subtropicales, esta región es la más amenazada por el avance de la frontera agrícola, la tala para siembra de maíz y guayaba en pendientes incluso con más de 50% de inclinación. Los matorrales se componen en su mayoría de arbustos, generalmente ramificados desde la base, aunque algunos son tan grandes que pueden presentar dimensiones típicas de un arbolado mayor. En Aguascalientes los matorrales son más frecuentes en los climas semisecos y semicálidos con lluvias de verano y a excepción de los mezquiales asociados a suelos profundos (con espesor mayor a 50 cm en general), los matorrales son la tercer comunidad vegetal más importante por su superficie y representa el 11.1% del territorio estatal. Los pastizales en el estado de Aguascalientes ocupan el 23.6% y su estado en general es de alta perturbación. Las áreas con antiguos pastizales naturales donde el género *Bouteloua* era de las más dominantes, ahora son pastizales inducidos. La mayoría de ellos se asocian con especies de poco valor forrajero o dañinas para el ganado y que están al interior de los bosques más degradados o en aquellas zonas con sobrepastoreo intenso desde 1940. Los pastizales en general son muy importantes ecológicamente porque constituyen el puente más cercano a los sitios con erosión irreversible.

Caso de estudio: Cambios morfológicos y del carbono en el suelo de los encinares de Aguascalientes

Los encinares son las comunidades de bosque más extensas del Estado de Aguascalientes con el 17.2% del territorio estatal a una escala de referencia 1:50000 (datos propios, 2012) y 16.4% en la

escala 1:250 000 (INEGI). En este Inventario fueron medidos en total 2330 árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 7.5 cm en 26 conglomerados de Bosque de Encino, en altitudes entre 2020 y 2900 m en pendientes planas o casi inaccesibles con más de 90% de inclinación en las barrancas de Montoro y la sierra de Juan El Grande. Las especies de encino más abundantes en Aguascalientes son: *Quercus potosina* (51.4% del arbolado del Inventario), *Q. eduardii* (16.3%), *Q. resinosa* (10.7%) y *Q. laeta* (8.3%). Esto coincide con lo reportado para la Sierra Fría.

La mortandad en general de los encinos es alta ya que de cada mil árboles 179 están muertos de los cuales 34 son tocones. En cuanto a su biometría, los bosques de encinos son en su mayoría de porte bajo (4.9 m de altura total promedio), delgados (13.2 cm de diámetro normal en promedio) y con dosel reducido (3.8 m en promedio). La densidad del género *Quercus* está bien diferenciada.

Los bosques abiertos tienen en promedio 224 encinos por hectárea mientras que los bosques cerrados tienen en promedio 479, considerando un muestreo total de 26 conglomerados de encino.

Después de un análisis de las transiciones y cambios de la vegetación, mediante herramientas SIG y teniendo como insumo principal la cartografía de uso del suelo y vegetación forestal 1:50 000 generada en este inventario, se sabe que existen al menos 30 cambios para las comunidades de encino y que son consecuencia de efectos naturales o antropogénicos positivos o negativos. El análisis de los estados, umbrales y transiciones en los bosques de encinos indican que la serie de cambios más frecuente son:

- 1) BQc -> VSaa/BQ -> VSha/BQ -> TA -> E.
- 2) BQc -> VSaa/BQ -> VSha/BQ -> PIab -> PId.

Estos cambios confirman que el bosque de encino conservado (BQc) sufre procesos intensos de degradación (Figura 2). En primer lugar este bosque cambia de un estado primario a un estado arbustivo abierto (VSaa/BQ). Luego se degrada a un bosque herbáceo (VSha/BQ) y posteriormente hay dos caminos: el primero es un cambio en el uso del suelo hacia una agricultura de temporal (TA), el segundo es un cambio directo hacia un pastizal inducido abierto (PIa) o muy abierto (PIb). En ambos casos la cobertura se va perdiendo hasta llegar a un pastizal inducido extremadamente abierto (PId) o a un estado negativo irreversible llamado erosión extrema (E). Este proceso de degradación es posible de evitar si se ejecutan oportunamente políticas de conservación o restauración.



Figura 2. Diferentes estadios de desarrollo en los encinares de Aguascalientes. De izquierda a derecha: fase primaria, fase arbórea y fase arbustiva dominante, todas en cobertura abierta.

La densidad de arbolado es una de las principales evidencias visuales en las transiciones. Un bosque de encino cerrado tiene en promedio 644 árboles por hectárea, mientras que una vegetación secundaria arbustiva abierta del mismo bosque disminuye la densidad a 203 árboles. La dominancia del género *Quercus* en los bosques de encino es de 77.0%, esto es, por cada 100 árboles en un bosque de encino, 77 son del género *Quercus* y el resto de otros géneros entre los que destacan los géneros *Juniperus* y *Arctostaphylos*. Morfológicamente, una de las variables más evidentes de cambio entre las diferentes fases de desarrollo del bosque de encino es la altura. Mientras que en estratos dominantes arbóreos el promedio de altura es de 6.3 m, en estratos arbustivos la altura disminuye hasta 4.0 m.

Otra característica importante de cambio evaluada en el Inventario Forestal y de Suelos es la cantidad de carbono en la biomasa superficial y subterránea de las transiciones de vegetación más importantes. Mientras que en un estado primario, los bosques de encino pueden alcanzar hasta 10.8 ton ha⁻¹ de hojarasca seca y 8.4 ton ha⁻¹ de humus (formación más estable del carbono orgánico), en un estado arbustivo abierto los valores se reducen hasta 2.1 y 1.2 ton ha⁻¹ respectivamente, lo que indica un cambio negativo (no necesariamente una pérdida por efecto antropogénico sino una combinación donde el efecto natural puede ser en ocasiones mayor) (Fuente propia, 2012). Los suelos en los bosques de encino son relativamente homogéneos en sus propiedades físicas (color, textura, gravosidad), sin embargo, la cantidad de hojarasca y las condiciones climáticas particulares de cada estrato de bosque establecen diferencias entre 62.5 ton ha⁻¹ en los suelos de bosques de encino primarios, 40.1 ton ha⁻¹ en vegetación secundaria arbórea cerrada y hasta 23.2 ton ha⁻¹ en la vegetación secundaria arbustiva abierta que es la fase más frecuente en los encinares de Aguascalientes. Uno de los factores que incrementan potencialmente la incertidumbre es la variabilidad en la profundidad efectiva del suelo, a efectos de reducirla se consideró el promedio obtenido en los levantamientos de este Inventario y que fue de 25.0 cm, con límites extremos entre 3 y 54 cm de profundidad.

Considerando los indicadores anteriormente expuestos podemos afirmar que en los 96 480 ha de bosques de encino en Aguascalientes existe una reserva total de 2.38 millones de toneladas (Mt) de carbono orgánico (+/- 0.2 Mt), considerando las diferentes fases sucesionales. En total los bosques de encino primarios aportan 0.24 Mt, los bosques secundarios cerrados 0.44 Mt y los bosques secundarios abiertos 1.70 Mt. Este es un dato preliminar que debe profundizarse con el mejor conocimiento de la profundidad y la densidad aparente de los suelos en Aguascalientes. Es preciso resaltar que por primera vez en un reporte de Inventario Estatal Forestal en México se abordan los cambios biofísicos y bioquímicos cuantitativos más sobresalientes que ocurren en los diferentes estados, umbrales y transiciones de la vegetación. También es necesario afirmar que estos valores son preliminares y que la unidad de muestreo debe ser mayor especialmente en aquellas fases como la vegetación secundaria herbácea que no tienen registros cuantitativos actualmente.

En la Figura 3 se representan las principales transiciones de los encinares de Aguascalientes. El ancho de las líneas representa la frecuencia de cambio entre dos tipos de vegetación o uso del suelo. Por ejemplo, la transición más frecuente del bosque de encino cerrado (BQc) es la vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de encino (VSaa/BQ) con el 48.8%. El valor de la frecuencia se basa en la proporción de la longitud total de arcos de cada vecindad (ver línea roja abajo) entre dos polígonos de vegetación o uso del suelo.

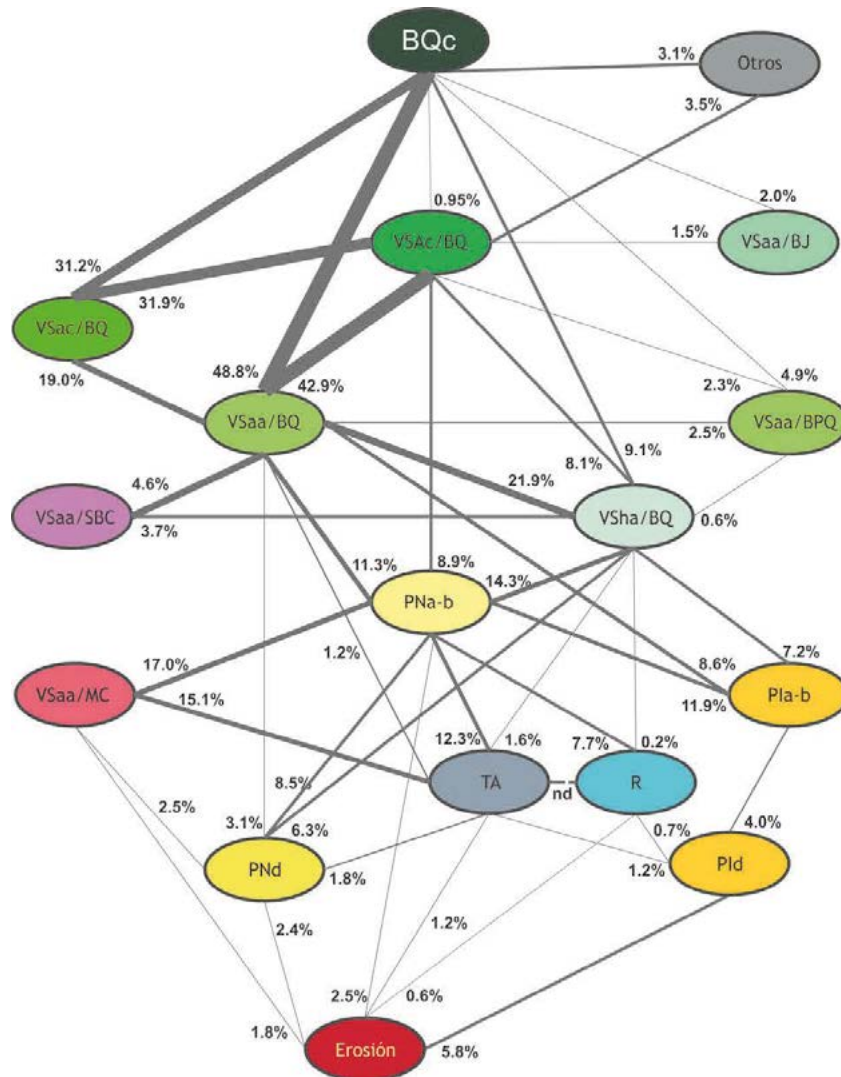


Figura 3. Principales transiciones de los encinares en Aguascalientes. Simbología: BQc (Bosque de encino cerrado), VSaC/BQ (Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino), VSac/BQ (Vegetación secundaria arbustiva cerrada de bosque de encino), VSaa/BQ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de encino), VSha/BQ (Vegetación secundaria herbácea de bosque de encino). VSaa/MC (Vegetación secundaria arbustiva de matorral crasicauale). VSaa/BJ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de táscate). VSaa/BPQ (Vegetación secundaria arbustiva abierta de bosque de pino-encino). VSaa/SBC (Vegetación secundaria arbustiva abierta de selva baja caducifolia). PNa-b (Pastizal natural abierto o muy abierto). PNd (Pastizal natural extremadamente abierto). TA (Agricultura de temporal). R (Agricultura de riego). Pla-b (Pastizal inducido abierto o muy abierto). PId (Pastizal inducido extremadamente abierto). Erosión (Áreas desprovistas de vegetación o con evidencias de erosión superficial fuerte o extrema).

Agradecimientos

Se agradece a la Gerencia Estatal de Aguascalientes de la Comisión Nacional Forestal por el apoyo logístico y la gestión financiera en favor de las actividades del Inventario Estatal Forestal y de Suelos.

1.27 Mapa de uso de suelo y vegetación de Aguascalientes, escala 1:50 000

Cruz-Gaistardo Carlos¹; Díaz-Núñez Vicente²; Martínez-de Anda Jorge A.²

¹GRENASER, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Chiconautla 8, San Antonio, Texcoco. Autor para correspondencia: carloscruzg@yahoo.com.mx

²Dirección General de Ecosistemas y Recursos Naturales, Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes, Blvd. José Ma. Chávez No. 1917 esquina Av. Siglo XXI, Col. Prados de Villasunción, C.P. 20280, Aguascalientes, México.

Resumen

Uno de los productos del Inventario Estatal Forestal y de Suelos 2012 (IEFYS) en Aguascalientes es el Mapa Estatal de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:50 000, el cual fue editado con base en las normas del Diccionario de Datos del Mapa de Uso del Suelo y Vegetación Serie IV a escala 1:250 000 del INEGI. Los polígonos generados están sustentados en levantamiento de campo e interpretación de imágenes de satélite SPOT 2010. El mapa representa el uso agropecuario con el 34.0% de la superficie estatal, seguido de los pastizales (23.6%), bosques (18.4%), matorrales (11.1%), selvas (7.1%), asentamientos humanos (4.3%), erosión extrema (0.7%), cuerpos de agua (0.6%) y vegetación de galería (0.2%). En el caso de los bosques, los más abundantes son los de encino (17.7% de la superficie estatal) y de ellos únicamente el 0.7% está en condición primaria. La fase arbustiva es más frecuente que la fase arbórea en una relación 7:1 para el caso de los bosques. Tomando en cuenta la frecuencia de árboles para cada fase de vegetación y para cada tipo de cobertura existen aproximadamente 21.3 millones de árboles en los bosques de encino, de los cuales el 77.0% pertenece al género *Quercus*. En cuanto a los mezquitales, importantes por los servicios ambientales que proveen, los municipios con mayor superficie de mezquitales cerrados son Asientos (482 ha) y Aguascalientes (452 ha). Estos dos municipios concentran al mismo tiempo la mayor parte de la superficie extremadamente erosionada a nivel estatal.

Palabras clave: mapa, inventario, Aguascalientes, CONAFOR, SMA, vegetación.

Introducción

El Mapa de Uso de Suelo y Vegetación del Estado de Aguascalientes fue elaborado en 2012 por la Secretaría de Medio Ambiente de Aguascalientes con el apoyo financiero de la Gerencia Estatal de la Comisión Nacional Forestal, como parte de los productos entregables del Inventario Estatal Forestal y constituye la base cartográfica sobre la cual se calculan las estadísticas básicas de superficie ocupada por tipo de vegetación y estado de la cobertura.

Para su elaboración se revisó preliminarmente la información disponible tal como la Carta de Uso del Suelo y Vegetación series I, II, III, IV y V, editada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) a escala 1:250 000.

Se tuvo conocimiento de cartografía a escala 1:50 000 producida con anterioridad por el INEGI y la Universidad Autónoma de Aguascalientes con similitudes en cuanto a los objetivos, sin embargo, la visión del Mapa presentado en este trabajo es eminentemente forestal.

Materiales y métodos

Los vectores del Mapa de Uso de Suelo y Vegetación editado por la SMA de Aguascalientes fueron derivados por procesos de rodalización inicialmente automatizada y posteriormente refinada

manualmente bajo criterios de interpretación realizados por especialistas en Suelos y en Uso del Suelo y Vegetación. Para ello se emplean imágenes SPOT con temporalidad para el año 2010 y con un tamaño de pixel de 2.5 por 2.5 metros, con una proyección Universal Transversa de Mercator para la zona 13 y datum WGS84. Los parámetros adicionales de proyección y otros procesos involucrados en la construcción se encuentran disponibles en el Metadato del producto.

El mapa está soportado por trabajo de campo que consiste en el levantamiento de 50 conglomerados que involucran 200 sitios de estudio con informes cuantitativos sobre cobertura del suelo, arbolado mayor, repoblado, suelos y combustibles, los cuales ayudan a establecer con detalle el tipo de vegetación. También son considerados los resultados de otros levantamientos en especial los del Inventario Nacional Forestal realizados en esta entidad.

El mapa fue elaborado y difundido en formato Coverage (cvg), pero también existe disponibilidad en formato Shape y Geodatabase (shp y gdb). El documento generado sobre el Inventario Estatal Forestal recoge diversos acercamientos a escala 1:40 000 de algunas zonas de importancia municipal.

Como parte de la normatividad se estableció que el mapa debe presentar las columnas normadas en el Diccionario de Datos del Mapa de Uso del Suelo y Vegetación Serie IV a escala 1:250 000 del INEGI.

Resultados

El mapa representa el uso agropecuario con el 34.0% de la superficie estatal, seguido de los pastizales (23.6%), bosques (18.4%), matorrales (11.1%), selvas (7.1%), asentamientos humanos (4.3%), erosión extrema (0.7%), cuerpos de agua (0.6%) y vegetación de galería (0.2%) (Figura 1).

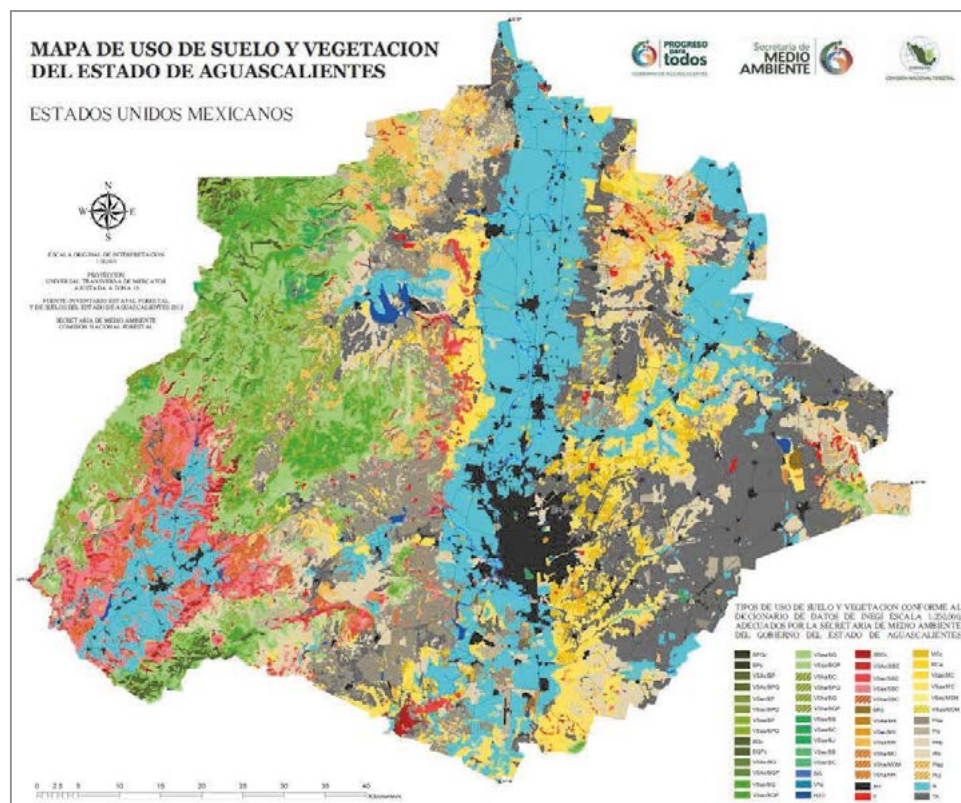


Figura 1. Mapa de Uso del Suelo y Vegetación del Estado de Aguascalientes escala 1:50 000.

En el caso de los bosques, los encinares son las comunidades de bosque más extensas del Estado de Aguascalientes con el 17.2% del territorio estatal a una escala de referencia 1:50 000 (Datos propios, 2012) y 16.4% en la escala 1:250 000 (INEGI) (Figura 2).

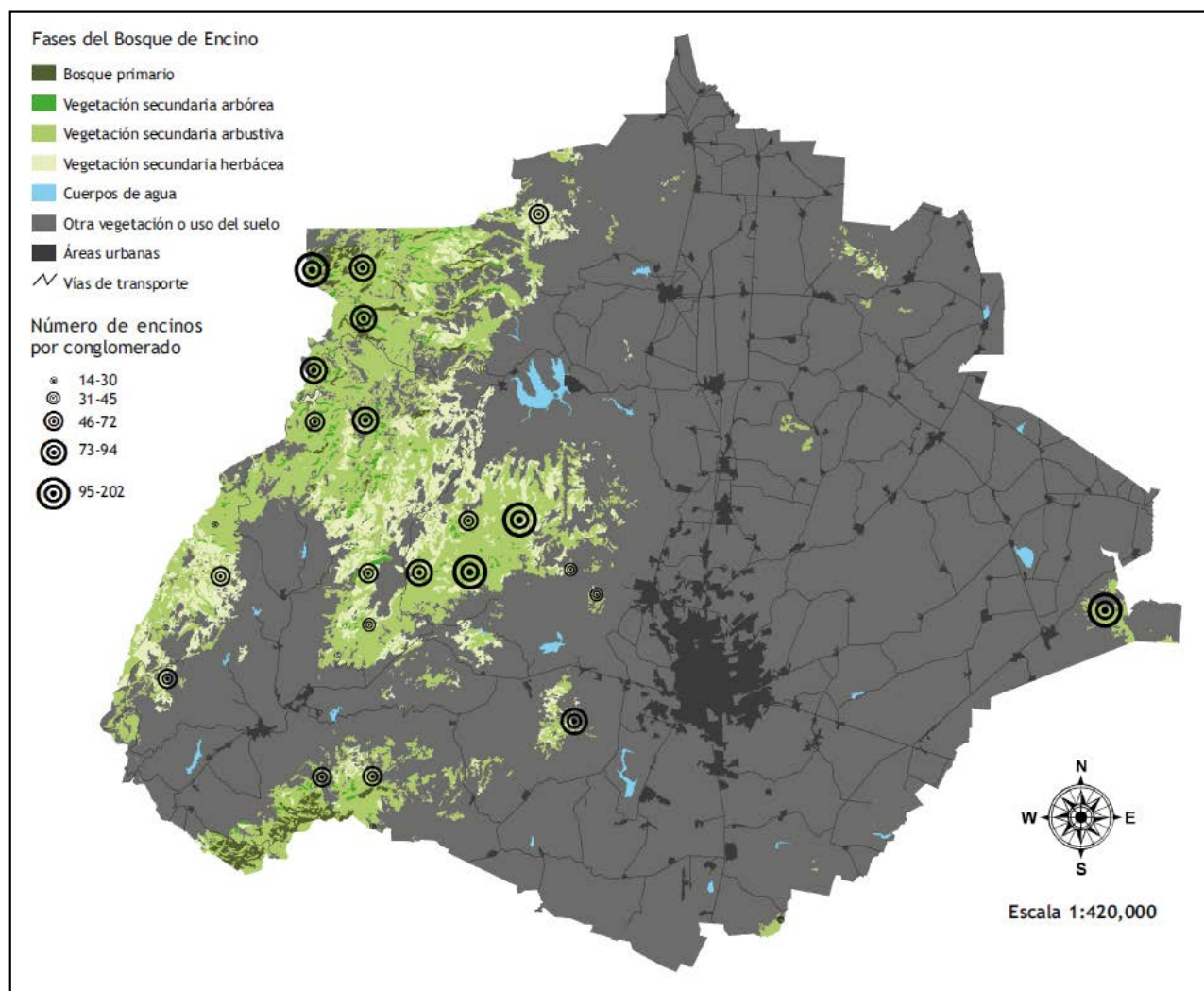


Figura 2. Fases del bosque de encino y número de encinos por conglomerado de estudio.

Durante la fase de campo necesaria para soportar técnicamente este mapa fueron medidos en total 2330 árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 7.5 cm en 26 conglomerados de Bosque de Encino, en altitudes entre 2020 y 2900 m en pendientes planas o casi inaccesibles con más de 90% de inclinación en las barrancas de Montoro y la sierra de Juan El Grande. Los bosques de encino se encuentran distribuidos principalmente en mesetas, cañadas y sierras de los Municipios de San José de Gracia y Calvillo.

Otras zonas menos extensas de encinos son las laderas del Cerro del Muerto, el Cerro de Altamira, Cerro de Juan Grande, El Ocote y las regiones más elevadas del Municipio de Jesús María, Rincón de Romos y Cosío. En las mesetas la altura de los árboles oscila entre 4 y 5 m mientras que en las cañadas más apartadas llegan a alcanzar los 14 m de altura.

En las tablas de atributos del producto cartográfico puede cuantificarse que la fase arbustiva es más frecuente que la fase arbórea en una relación 7:1 para el caso de los bosques. Tomando en cuenta la



frecuencia de árboles para cada fase de vegetación y para cada tipo de cobertura existen aproximadamente 21.3 millones de árboles en los bosques de encino, de los cuales el 77.0% pertenece al género *Quercus*. En cuanto a los mezquitales, importantes por los servicios ambientales que proveen, los municipios con mayor superficie de mezquitales cerrados son Asientos (482 ha) y Aguascalientes (452 ha). Estos dos municipios concentran al mismo tiempo la mayor parte de la superficie extremadamente erosionada a nivel estatal.

Agradecimientos

Se agradece a la Gerencia Estatal de Aguascalientes de la Comisión Nacional Forestal por el apoyo logístico y la gestión financiera en favor de las actividades del Inventario Estatal Forestal y de Suelos.

1.28 Mapa de carbono orgánico de los suelos de la República Mexicana

Cruz-Gaistardo Carlos¹ y Paz-Pellat Fernando²

¹GRENASER, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Chiconautla 8, San Antonio, Texcoco. Autor para correspondencia: carloscruzg@yahoo.com.mx

²PMC, Programa Mexicano del Carbono, Av. Insurgentes sur 3493, edificio 26-403-4, Col. Villa Olímpica de Miguel Hidalgo, Tlalpan, México D.F.

Resumen

El primer valor de carbono registrado oficialmente para una muestra de suelo ocurrió en marzo de 1968. Desde entonces el INEGI ha levantado más de 23 mil perfiles con datos de carbono en cada uno de sus horizontes o capas de suelo. En el año 2008 se concluyó que la cantidad y calidad de estudios en el territorio nacional era suficiente para generar un mapa de carbono a escala de gran visión (1:250 000). Para obtener un mapa mucho más detallado y preciso, empleando el píxel como unidad mínima de mapeo, fue necesario modificar o incorporar nuevos elementos de información. Estos cambios e innovaciones fueron realizados por la Comisión Nacional Forestal y el Programa Mexicano del Carbono, a través del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2009-2013, el cual generó en ese período un total de 11 658 muestras básicas y 213 525 muestras complementarias con el objeto de obtener una versión del mapa con estas características para el año 2014. El Mapa Nacional de Carbono Orgánico, versión 2008, emplea una función de propagación en la que cada polígono busca el valor de carbono del perfil más próximo que contenga las mismas características de fisiografía-vegetación. Con este procedimiento se obtuvieron 184 732 valores diferentes de carbono, desde 0.00 hasta 225.75 ton ha⁻¹. Considerando la caracterización de los 30 cm superficiales y una superficie de estudio de 193.97 millones de hectáreas (99.3% de la superficie nacional), existe una reserva de 9 146 376 020 toneladas (9.15 Gt) de carbono en los suelos de México.

Palabras clave: mapa, carbono, México, CONAFOR, PMC, suelo.

Introducción

Desde marzo de 1968 el INEGI ha levantado más de 23 mil perfiles de suelo que aportan en conjunto 51 968 valores de carbono a nivel de horizonte de suelo. Con esta información se empezaron a preparar diversos prototipos cuyas unidades de regionalización estaban inicialmente basadas solo con el criterio edafológico.

Posteriormente se probaron diversos enfoques de regionalización, empleando las coberturas hasta entonces disponibles tales como fisiografía, clima, suelo en forma individual y combinada. También se han realizado pruebas con la información seriada de uso del suelo en sus cinco versiones.

Recientemente se han asociado valores de carbono obtenidos en paisajes a escala detallada bajo el enfoque del muestreo cuantitativo-semicuantitativo pareado el cual promete mucho mayor precisión.

Materiales y métodos

El Mapa Nacional de Carbono Orgánico, versión 2008, emplea una función de propagación en la que cada polígono busca el valor de carbono del perfil más próximo que contenga las mismas características de fisiografía-vegetación.

Por ejemplo, si en un paisaje a escala detallada existen dos tipos de ambiente diferentes, por ejemplo valle cálido (cuadros amarillos) y sierra templada (cuadros verdes), y para el caso del valle existen a su vez tres valores diferentes de carbono (C1, C2, C3), los polígonos con el ambiente tipo valle adquirirán simplemente el valor de carbono del perfil más cercano. En el siguiente ejemplo el valor C3 está suficientemente alejado y por tanto no tiene efecto sobre ningún polígono con ambiente similar. Cuando llega a existir una distancia relativamente igual entre dos puntos de diferente el sistema toma el promedio ponderado de cada valor de carbono (Figura 1).

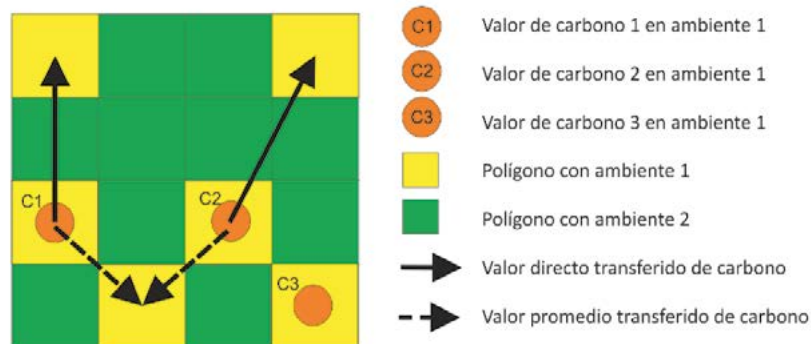


Figura 1. Representación esquemática de la función de transferencia entre polígonos.

En la realidad, un ambiente es un paisaje de condiciones geomorfológicas, edáficas, climáticas y de cobertura del suelo común. Y cada ambiente tiene su propio grado de heterogeneidad interna.

El Mapa de Carbono Orgánico de México está soportado actualmente por 51 968 valores de carbono a nivel de horizonte de suelo. Para obtener un mapa mucho más detallado y preciso, empleando el píxel como unidad mínima de mapeo, fue necesario modificar o incorporar nuevos elementos de información. Estos cambios e innovaciones fueron realizados por la Comisión Nacional Forestal y el Programa Mexicano del Carbono, a través del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2009-2013, el cual generó en ese período un total de 11 658 muestras básicas y 213 525 muestras complementarias con el objeto de obtener una versión del mapa con estas características para el año 2014 (Figura 2).

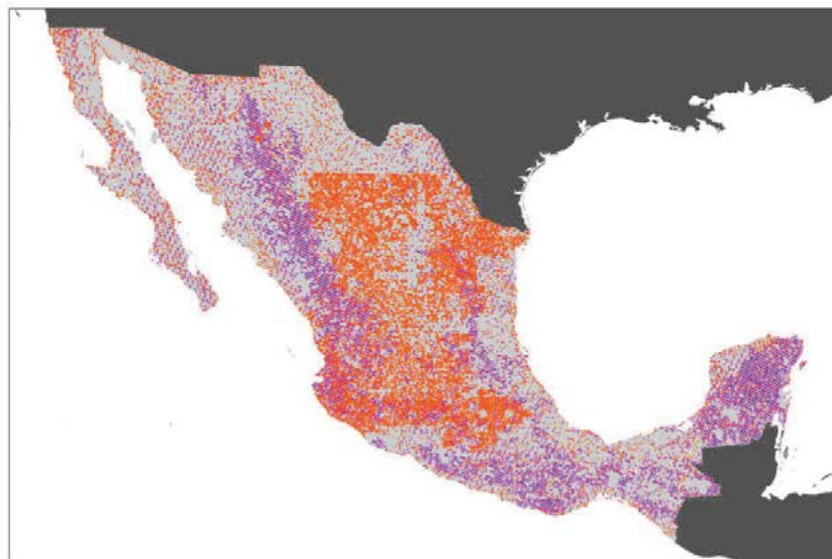


Figura 2. Ubicación de los puntos de control de INEGI (tono naranja) y de CONAFOR (en tono morado).

Resultados

El mapa obtenido contiene 493 022 mil polígonos que representan la cantidad de carbono orgánico del suelo, expresado en toneladas por hectárea (Figura 3).

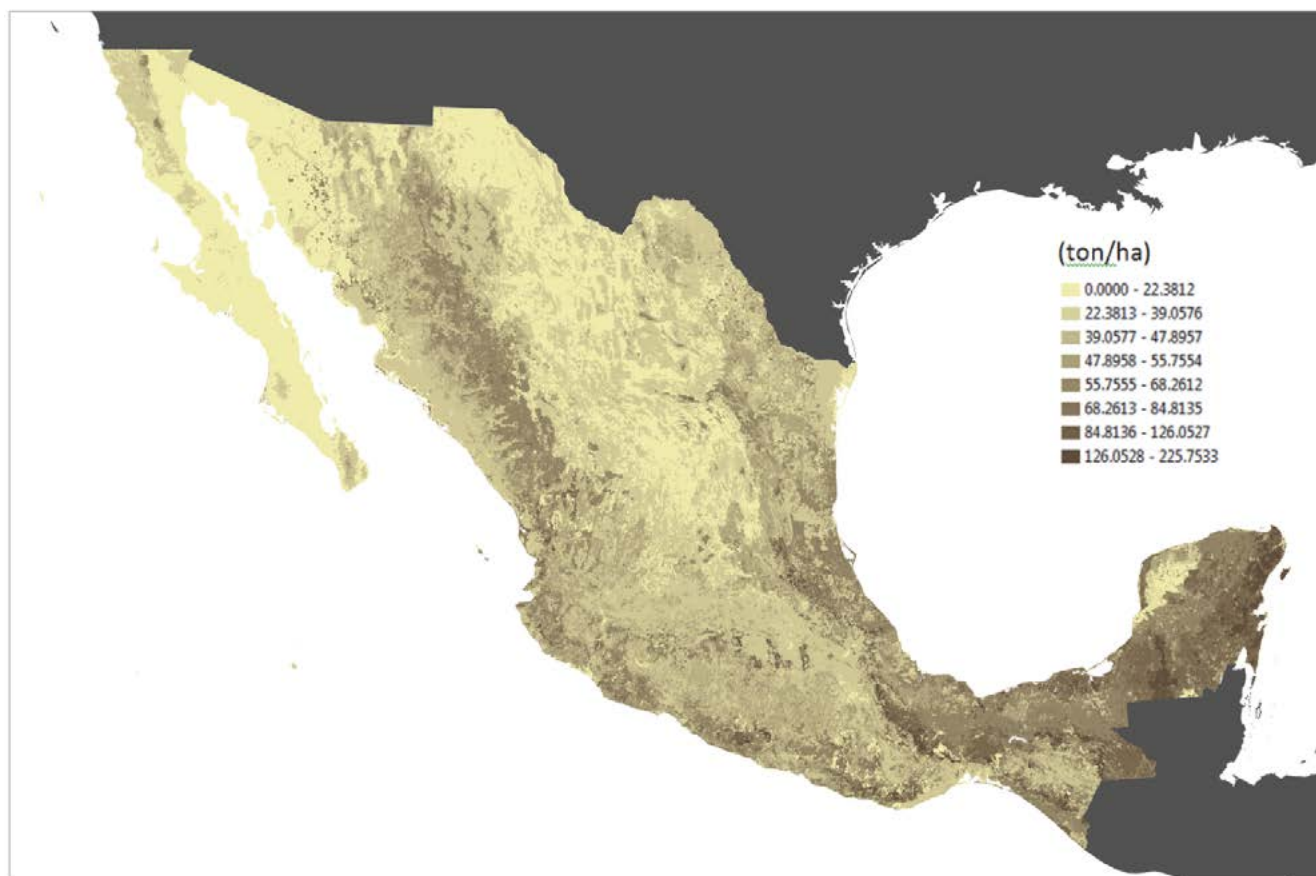


Figura 3. Mapa de Carbono Orgánico del Suelo en México, expresado en toneladas por hectárea.

Con este procedimiento se obtuvieron 184 732 valores diferentes de carbono, desde 0.00 hasta 225.75 ton ha^{-1} . El contenido promedio de carbono en los suelos de México es de 65 ton ha^{-1} en los 30 cm superficiales. Considerando la caracterización de los 30 cm superficiales y una superficie de estudio de 193.97 millones de hectáreas (99.3% de la superficie nacional), existe una reserva de 9 146 376 020 toneladas (9.15 Gt) de carbono en los suelos de México.

Para generar una primera estimación de la incertidumbre para el Mapa Nacional de Carbono se emplearon como criterios de diagnóstico la intensidad del muestreo y la calidad métrica de la información. Actualmente la incertidumbre promedio nacional es de 62%, esto es que únicamente 38 de cada 100 polígonos presentan valores de carbono en el mapa con una desviación máxima en el valor de carbono de $\pm 10 \text{ ton ha}^{-1}$ (Figura 4).

Los polígonos con menor incertidumbre son aquellos en donde existen tanto valores de carbono de INEGI como de la CONAFOR que son a su vez los más precisos en cuanto a georeferenciación. Sus valores de incertidumbre están entre 5 y 20%. Por el contrario los polígonos con mayor incertidumbre son aquellos donde el valor más cercano de carbono está fuera del paisaje fisiográfico común (distanciamiento mayor a 20 km en general). Sus valores de incertidumbre están entre 85 y 95%.

La fuente de error más significativa es la estimación de la pedregosidad (media nacional aproximada de 32% en peso seco del suelo de acuerdo con datos de CONAFOR) y la profundidad (media nacional de 67.1 cm para la información de INEGI considerando que sus estudios están orientados principalmente a zonas con pendiente menor a 16% y una media nacional de 25.9 cm para los levantamientos de CONAFOR considerando que sus levantamientos están en zonas menos accesibles por pendiente).

El valor promedio de la densidad aparente es de 1.262 gr cm^{-3} y aunque no presenta el efecto más fuerte dentro del cálculo del carbono orgánico si es significativo en cuanto a que no existen aún datos suficientes sobre esta variable.

La incertidumbre aumentará drásticamente en cuanto se adicionen otros criterios relacionados con la complejidad ambiental y con el efecto de la estacionalidad y los eventos extremos o raros (incendios, inundaciones, huracanes, deslaves, sequía prolongada) que afectan significativamente los procesos de acumulación del carbono.

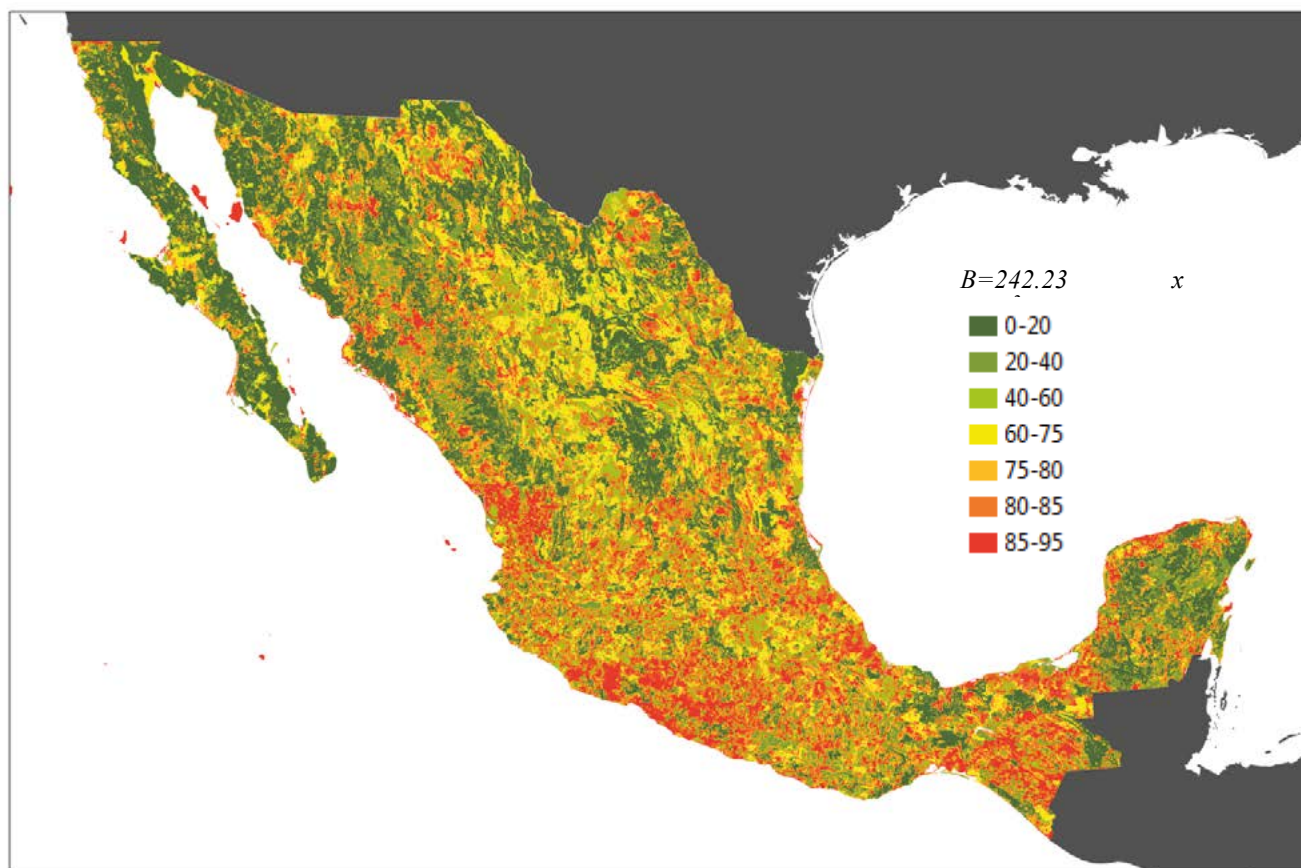


Figura 4. Incertidumbre preliminar del Mapa de Carbono Orgánico de México, expresada en términos porcentuales, establecido bajo dos componentes: intensidad y calidad métrica del levantamiento.

Agradecimientos

Se agradece al INE por la gestión de facilidades técnicas y recursos para la captura y georeferenciación de los perfiles de suelo levantados por INEGI.

Se agradece al INEGI por la tenacidad puesta en todos los levantamientos de suelo y por su cooperación para el uso de la información.

Se agradece al Programa Mexicano del Carbono por el apoyo recibido para el procesamiento de muestras que serán empleadas en la generación del siguiente versión del Mapa de Carbono Orgánico de México, 2014.

Se agradece al Institute of Environment and Sustainability del Join Research Centre y a la Facultad de Geociencias de la UNAM por las herramientas de capacitación y difusión recibidas para mejorar la calidad de este producto cartográfico.



1.29 Preparación y análisis físicos de las muestras obtenidas en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2009-2012

Tiscareño-Ruelas María¹; Cruz-Rodríguez Neptalí¹; Aguilera-Miralles Idania¹; Sánchez-Villanueva Humberto¹ y Cruz-Gaistardo Carlos O.¹

¹GRENASER, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Chiconautla 8, San Antonio, Texcoco.
Autor para correspondencia: g.eranieves@hotmail.com

Resumen

En el año 2009 se inició el proceso de análisis de muestras del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) en México. Hasta la fecha se han recibido un total de 11 658 muestras básicas y 213 525 muestras complementarias. Las muestras básicas se levantan en el centro de cada sitio de estudio y tienen como objetivo calcular el contenido de carbono orgánico en términos volumétricos (ton ha^{-1}) del píxel o polígono asociado a la muestra. Las muestras complementarias corresponden a ocho pesajes de hojarasca fresca, ocho de humus y ocho de suelo mineral, con análisis de carbono orgánico para estas últimas. Los procesos de producción incluyen las siguientes actividades: recepción de muestras, verificación de etiquetas, secado, molienda, tamizado, pesaje de fracción fina y gruesa, valoración de color, densidad aparente, carbonatos y envasado de muestra. El valor de color se obtiene mediante espectrofotómetro portátil, la densidad aparente por pesaje en seco de la muestra obtenida con cilindro y el de carbonatos es estimativo empleando ácido clorhídrico al 10%. Se emplean dos tipos de tamices: malla 10 para preparar muestras básicas (300 g) cuyo valor de carbono es obtenido en TOC y malla 100 para preparar muestras complementarias (5 g) con valor de carbono obtenido en NIR. El área de preparación de muestras y análisis físicos se encuentra ubicada en la localidad de Calvillito, Aguascalientes y emplea un total de 4 personas que generan en promedio 500 muestras básicas y 4 500 muestras complementarias por mes. Hasta el momento se lleva un avance de 8 300 muestras básicas y 38 800 muestras complementarias con dato de carbono orgánico.

Palabras clave: carbono, México, CONAFOR, inventario, suelo.

Introducción

En el año 2009 se inició el proceso de análisis de muestras del Inventario Nacional Forestal y de Suelos en México. Hasta la fecha se han recibido un total de 11 658 muestras básicas y 213 525 muestras complementarias (Figura 1).

Como resultado de la asociación estratégica institucional entre la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y el Colegio de Postgraduados (COLPOS), es posible asociar los procesos de campo y laboratorio requeridos. CONAFOR es el responsable de las políticas del INFyS 2009, así como generar el trabajo de campo mediante la contratación de brigadas distribuidas en el territorio nacional.

COLPOS es el responsable de obtener los datos analíticos de las muestras de suelo y desarrollar conjuntamente con CONAFOR nuevos productos a partir de la información obtenida al término del levantamiento.

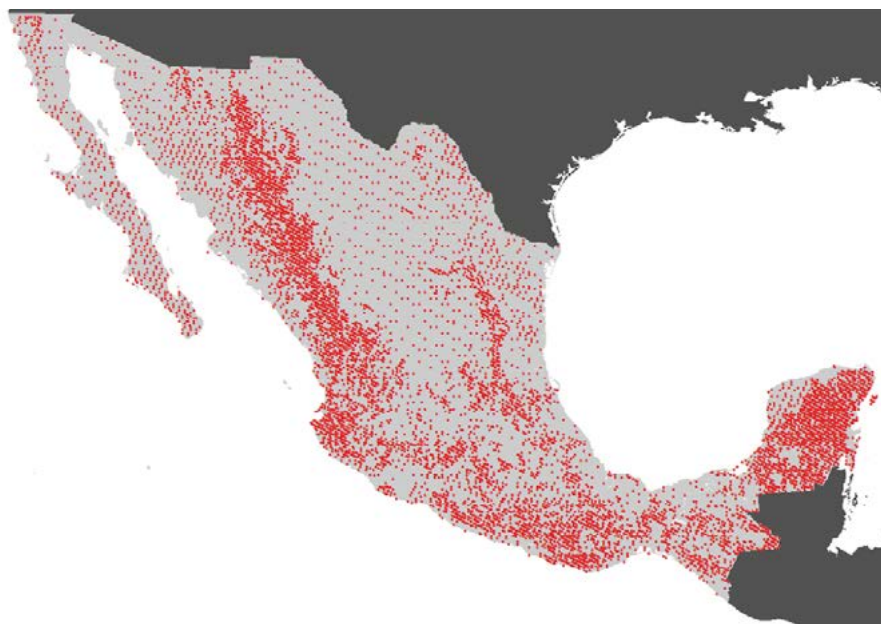


Figura 1. Ubicación de los conglomerados de estudio de CONAFOR-COLPOS en el periodo 2009-2012. Los puntos rojos representan el centro del conglomerado.

Las muestras básicas se levantan en el centro de cada sitio y tienen como objetivo calcular el contenido de carbono (ton ha^{-1}) del píxel o polígono asociado a la muestra. Las muestras complementarias corresponden hasta ocho pesajes de hojarasca fresca, ocho de humus y ocho de suelo mineral, con análisis de carbono para estas últimas, con una separación promedio de 2 metros de distancia entre cada pesaje, empleando dos niveles de profundidad para el caso del muestreo del suelo: 0 a 30 (S1) y 30 a 60 centímetros (S2). La función de las muestras complementarias es caracterizar la variabilidad espacial del carbono y cuantificar la representatividad de la muestra básica en píxel o polígono donde exista el valor de carbono disponible (Figura 2).

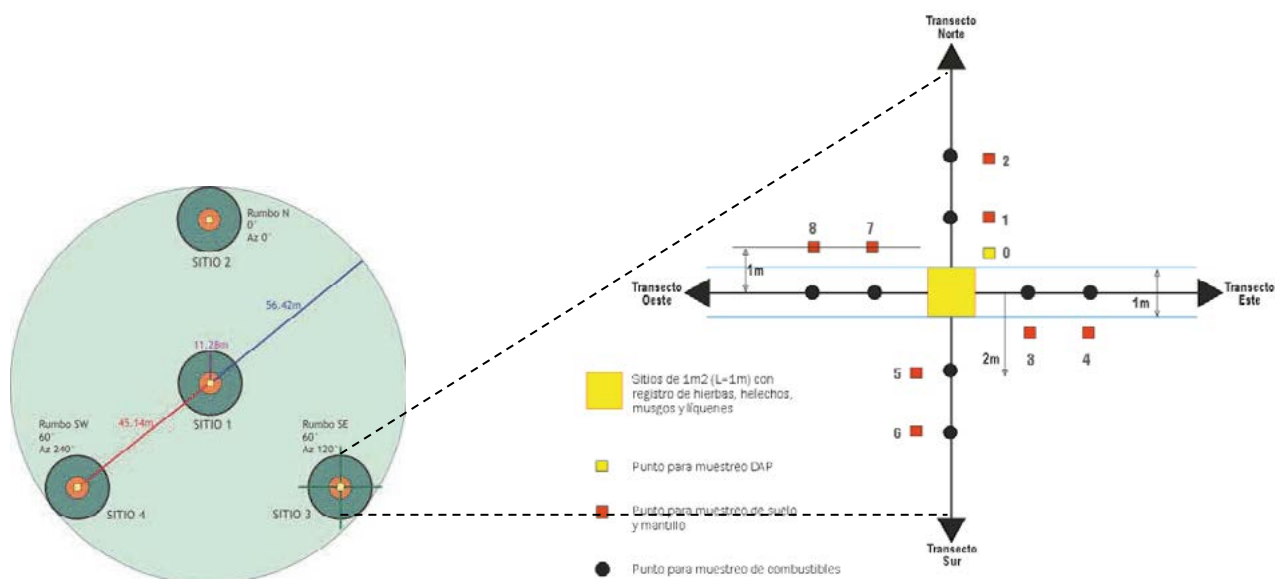


Figura 2. Diseño del conglomerado circular (izquierda). Esquema del levantamiento de las ocho muestras de suelos en el sitio 3 del conglomerado de estudio.

Materiales y métodos

Los procesos de producción incluyen las siguientes actividades en orden secuencial:

1. Recolección de muestras en las instalaciones de GRENASER. En este lugar se hace un filtro para el registro de cada uno de los conglomerados levantados en campo. Se revisa que se encuentren en buen estado y que tengan su identificador correspondiente.
2. Envío al laboratorio de suelos en el estado de Aguascalientes
3. Recepción de muestras en laboratorio a través de un listado de los conglomerados.
4. Verificación de etiquetas e identificadores.
5. Separación de muestras básicas y complementarias: Se separan las muestras de hojarasca, fermentaciones, suelos y la correspondiente a la densidad aparente.
6. Secado de muestras: Para el secado de muestras, se cuenta con charolas de diferentes tamaños que se colocan en anaqueles en la que cada muestra debe contar con su etiqueta correspondiente. El tiempo de secado de cada muestra es de 4 a 7 días aproximadamente según el tipo de muestra. Una vez que está seca la muestra debe pesarse (Figura 3).
7. Molienda: El proceso de molienda para todas las muestras se realiza artesanalmente, dando golpes a la muestra de suelo con un mazo de goma, para ello se emplean bolsas de plástico, aproximadamente 5 por muestra en función a la dureza de los agregados o del empaquetamiento original de las arcillas en las muestras.
8. Tamizado. Se emplea un tamiz de 8 pulgadas de ancho, de malla número 10, con abertura real de 2 mm entre hilos. Se separa el esqueleto (pedregosidad) del suelo fino en bolsas de plástico. Para el caso específico de las muestras complementarias el tamizado se realiza con la malla de número 100 (cien hilos por pulgada).
9. Pesaje: Se pesa cada una de las muestras de densidad aparente, tanto el peso del suelo fino como el peso de la fracción gruesa. Se puede realizar paralelo a este proceso el pesaje de las muestras complementarias.
10. Envasado. Para las muestras básicas se realiza en botes de 250 g y se procesa todo el material disponible. Para el caso de las muestras complementarias se envasan en sobres de papel de 9 x 6 cm, con un contenido aproximado de 3 a 5 gramos por muestra tamizada.
11. Valoración de color: Se colocan las muestras de suelo en portaobjetos, para la toma de color se utiliza un espectrofotómetro portátil, que determina los valores de reflectancia en el área de longitud de onda visible (400 a 700 nm). El sistema de medición indica la intensidad del gris (L), nivel de rojos (a), nivel de amarillos (b), cromaticidad o intensidad del color (C) y ángulo del color (I). Su precisión es equivalente a centésimas de unidades Munsell.
12. Valoración de carbonatos: Después de tomados los datos de color, se emplean unas gotas de ácido clorhídrico al 10% en cada una de las muestras de DA para estimar cualitativamente la concentración de carbonatos en 3 niveles (nulo, moderado y fuerte).



Figura 3. Secado de muestras empleando charolas y estantes, bajo ventilación y temperatura natural.

Resultados y discusión

El área de preparación de muestras y análisis físicos se encuentra ubicada en la localidad de Calvillito, Aguascalientes y emplea un total de 4 personas que generan en promedio 500 muestras básicas y 4500 muestras complementarias por mes. Hasta el momento se lleva un avance de 8300 muestras básicas y 38 800 muestras complementarias. Todos los valores generados sobre densidad aparente, color, carbonatos, pedregosidad y carbono son capturados en una hoja de información tabular donde también se registran los valores obtenidos en el levantamiento de campo.

Agradecimientos

Se agradece a la empresa GRENASER (Grupo de Gestión de Riesgos apoyados por Sensores Remotos) por el apoyo recibido en esta actividad. Se agradece a la CONAFOR por la calidad e intensidad del levantamiento de muestras en campo para tener el volumen actual de muestras disponibles.

1.30 Carbono almacenado en tres usos de suelo del monte Tláloc

Martínez-Rojas Virginia¹; Hernández-Acosta Elizabeth¹; Vázquez-Alarcón Antonio¹; Monterroso-Rivas Alejandro I.¹ y Almaraz-Suarez Juan J.²

¹Agroforestería para el Desarrollo Sostenible, Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera México- Texcoco, C.P. 56230, Chapingo, Estado de México. Autor para correspondencia: vmr2622@hotmail.com

²Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, Estado de México.

Resumen

La vegetación tiene una función importante en la fijación de carbono (C), ya que es a través de ella que se da el flujo de C entre la atmósfera y el suelo. Una forma de reducir las emisiones de CO₂ y mitigar sus efectos negativos, es inmovilizarlo y mantenerlo el mayor tiempo posible en la biomasa y el suelo de ecosistemas forestales. En el año 2009, se cuantificó el C en la vegetación y en el suelo de un área del lado oeste del monte Tláloc, en el Estado de México, que incluyó tres usos de suelo: bosque de *Quercus spp.* (BQ), reforestación de *Cupressus lusitanica* (RC) y agricultura de temporal (AT). Se establecieron sitios de muestreo circular de 1000 m² en BQ y RC; en AT se establecieron sitios de 500m². En cada uno se colectó muestras de suelo, hierbas y mantillo. Se midió el diámetro normal y con el uso de ecuaciones alométricas se determinó biomasa y C almacenado. El carbono total encontrado (en suelo, biomasa viva y biomasa muerta) de los tres usos de suelo fue de 325.1 Mg ha⁻¹ en BQ, 124.2 Mg ha⁻¹ en RC y 32.8 Mg ha⁻¹ en AT; esto sugiere que la conversión de bosques a tierras de cultivo disminuye significativamente el almacenamiento de carbono.

Palabras clave: cambio climático, captura de carbono, agricultura, *Quercus spp.*, reforestación.

Abstract

Vegetation plays an important role in carbon fixation (C), since it is through it that C flows between the atmosphere and soil. One way to reduce CO₂ emissions and mitigate their negative impacts is immobilizing and storing this C as long as possible in the biomass and soils of forest ecosystems. In 2009, it was quantified C in both vegetation and soil of an area of the western slope of Mount Tláloc, in the State of Mexico, which included three land uses: *Quercus spp* forest (QF), *Cupressus lusitanica* reforestation (CR) and cropland (CL). Circular sampling sites of 1000 m² were established in BQ y RC; sites of 500 m² in CL. At each site soil, herbs and litter were sampled. Normal diameter was measured in order to estimate biomass and C storage by using allometric equations. Total carbon (soil, living biomass and dead biomass) was 325.1 Mg ha⁻¹ in QF, 124.2 Mg ha⁻¹ in CR and 32.8 Mg ha⁻¹ in CL; this suggests that the conversion of forests to cropland significantly decreases carbon stored.

Key words: climate change, carbon sequestration, agriculture, *Quercus spp.*, reforestation.

Introducción

La concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera se ha incrementado aproximadamente de 280 partes por millón en el año 1800 a 380 partes por millón en el 2004 debido a las emisiones originadas por las actividades humanas; se pronostica que la concentración de CO₂ y de otros gases de efecto de invernadero de origen antropogénico como metano y óxido nitroso continuarán

aumentando en las próximas décadas, lo que provocará incrementos de la temperatura global entre 1.9 y 4.6 °C y en consecuencia cambios severos en el clima. El cambio del uso del suelo (principalmente la deforestación) es el segundo contribuidor más importante de las emisiones de CO₂ después de las emisiones por la quema de combustibles fósiles (IPCC, 2007). En los últimos años la tasa de deforestación a nivel mundial, principalmente conversión de las áreas forestales a tierras de cultivo y pastoreo, ha sido de 13 millones de hectáreas por año (FAO, 2006); esto ha contribuido con 0.5 a 2.7 Gigatoneladas de carbono (Gt de C) por año a las emisiones globales de CO₂ (IPCC, 2007).

Los sistemas forestales y agroforestales juegan un papel importante en la mitigación del cambio climático global ya que funcionan como sistemas de captura de carbono (Litynski *et al.*, 2006). Proyecciones estimadas para el periodo 1995-2050, indican que a través de la silvicultura y la agroforestería a nivel mundial se puede llegar a capturar 38 billones Megagramos de carbono (Mg de C), lo cual equivaldría entre 11 y 15% del total de las emisiones fósiles emitidas en el mismo período (Brown, 1996a). Por consiguiente, es necesario conservar los bosques, no sólo por ser almacenes y sistemas de captura de carbono, sino porque son centros de biodiversidad.

Un sistema boscoso importante en el centro del país es la Sierra Nevada; esta es una región montañosa de 1227 km² localizada entre los límites de los estados de México, Puebla, Tlaxcala y Morelos; posee gran variedad de ecosistemas y abundante diversidad de especies por lo que está incluida dentro de las regiones prioritarias terrestres de la Comisión Nacional de Biodiversidad (Arriaga *et al.*, 2000). Por su extensión y cubierta vegetal, la Sierra Nevada es un significativo almacén de carbono; a pesar de ello, hay muy pocos datos de cuanto carbono está almacenado en los diferentes sistemas agrícolas y forestales, particularmente en la parte norte, donde se encuentra el monte Tláloc. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el carbono almacenado en la vegetación y en el suelo de tres usos de suelo (AT, RC y BQ) de la zona oeste del monte Tláloc.

Materiales y métodos

El área de estudio está ubicada en la parte oeste del monte Tláloc, en el ejido de San Pablo Ixayoc, en el municipio de Texcoco, Estado de México, en un rango de 2626 hasta 2991 m s.n.m. Se establecieron sitios de muestreo circular de 1000 m² en el bosque de *Quercus spp* y reforestación de *Cupressus lusitanica*, en el área agrícola se establecieron sitios de 500 m². Cada sitio circular se dividió en 8 secciones de 125 m² para medición de árboles y se establecieron al azar cuatro cuadrantes como subparcelas de 1 m² para muestreo de hierba, mantillo y suelo (Delgadillo y Quechulpa, 2006).

Carbono en la biomasa viva (árboles, hierbas y cultivos)

Para la estimación de carbono presente en biomasa arbórea, se midió el diámetro de los árboles a 1.3 m con una cinta métrica, sólo se incluyeron los árboles de diámetro (D) ≥ 5 cm en cada sitio de 1000 m². También se midió altura de árboles con un clinómetro. La biomasa arbórea por individuo se calculó mediante modelos alométricos (Cuadro 1). Para determinación de carbono en biomasa se utilizó el valor de 0.5 como factor de carbono (IPCC, 2003).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas utilizadas para la determinación de biomasa en kg

Usos de suelo	Ecuaciones	r ²	Referencia
Encino	$A = 1.91D^{1.782}$	0.93	Ayala (1998)
Cedro	$A = \exp(-1.170 + 2.119 \cdot \ln D)$	0.98	Brown (1996b)

A = Biomasa (kg), D = Diámetro a la altura del pecho a 1.30 cm

En el caso de hierbas en las cuatro subparcelas de 1 m², se cortó el material herbáceo, se formó una muestra compuesta por sitio, se secaron a 85 °C hasta peso constante y se molió en un Molino Thomas Wiley Mill Modelo ED-5 de malla No 40; se tomó una submuestra de 5 g para el análisis de carbono, en un equipo Carbon Analyzer Shimadzu Modelo TOC-5050A. Para la estimación de carbono en cultivo se utilizó los valores de rendimiento de maíz en Mg ha⁻¹, obtenidos por los agricultores en el ciclo agrícola 2008, el valor de peso seco estimado fue multiplicado por el factor de 0.5 para obtener el contenido de carbono fijado. La cantidad de biomasa de raíces (gruesas y finas) se estimó mediante factores que representan la relación raíz/parte aérea. El factor para encino y cedro es 0.25 (Cairns *et al.*, 1997) y de cultivos 0.10 (Ordóñez *et al.*, 2008).

Carbono en biomasa muerta (mantillo, ramas caídas y árboles muertos en pie)

Se colectó el mantillo de las cuatro subparcelas de 1 m²; se formó una muestra compuestas en cada sitio. Las muestras se secaron a 85 °C hasta peso constante y después el material se molió y tamizó en un Molino Thomas Wiley Mill Modelo ED-5 de malla No 40. Se tomaron 5 g de cada submuestra para determinación de C, en un equipo Carbon Analyzer Shimadzu Modelo TOC-5050A.

Las ramas caídas se pesaron en una balanza de reloj para obtener su masa en kilogramos. En troncos caídos, se midió diámetro y longitud para determinar su volumen. En el caso de árboles muertos en pie se midió diámetro y altura, se utilizó la fórmula para tallos leñosos y al resultado obtenido se consideró sólo un 70 % de la biomasa viva, los resultados obtenidos se multiplicaron por el factor 0.5 para obtener megagramos de carbono por hectárea (Delgadillo y Quechulpa, 2006).

Carbono en el suelo

Se tomaron en las cuatro subparcelas de 1 m² cuatro muestras de suelo para determinar carbono a una profundidad de 0 a 30 cm en área agrícola, 0 a 60 cm en área reforestada y *Quercus spp.* y cuatro muestras para determinación de densidad aparente, utilizando una barrena de doble cilindro. Cada muestra se secó a temperatura ambiente, después se tamizó en malla número 40. El análisis de materia orgánica (MO) se realizó por el método de combustión húmeda (Jackson, 1976), el contenido de carbono se obtuvo dividiendo el valor de la materia orgánica entre el factor de 1.724, esto con la finalidad de encontrar el porcentaje real de carbono (%C) presente en el suelo. Para obtener la cantidad de carbono orgánico por hectárea se aplicó la siguiente fórmula 1 (Ruiz, 2002):

$$\text{Carbono (Mg ha}^{-1}\text{)} = \%C * \text{Densidad aparente del suelo (Mg m}^{-3}\text{)} * \text{Profundidad del suelo (m)} * 100 \quad (1)$$

Resultados y discusión

Carbono en biomasa viva

El BQ presentó el mayor reservorio de carbono en la biomasa arbórea con un promedio de 151.7 Mg ha⁻¹ (Cuadro 2), el cual fue mayor al encontrado por Gómez (2008) en un bosque de encino con edad de 40 años (137.3 Mg ha⁻¹) en la Reserva de la biosfera “Sierra de Huautla. El carbono encontrado en la biomasa viva de BQ (190.8 Mg ha⁻¹) y AT (1.1 Mg ha⁻¹) es mayor a los resultados obtenidos por Ordóñez *et al.* (2008) que obtuvieron 142.1 Mg ha⁻¹ en bosque de encino y en agricultura (0.5 Mg ha⁻¹). Aguilar (2007) en su trabajo en sistemas de pastura en monocultivos (maíz y frijol) en la selva lacandona, Chiapas, obtuvo 1.99 Mg ha⁻¹ de carbono almacenado, este valor de carbono es mayor al obtenido en AT (1.0 Mg ha⁻¹) del presente estudio.

Cuadro 2. Carbono en los diferentes reservorios en Mg ha⁻¹ de los 3 usos de suelo

Usos de suelo	Árboles	Hierbas	Raíces	Suelo (cm)		Mantillo	Materia muerta caída y árboles muertos en pie	Carbono total
				0–30	30–60			
AT [†]	-	1.0 [‡]	0.1	31.7±9.1	-	-	-	32.8±9.1
RC [§]	26.4±5.5	0.5±0.2	6.6±1.4	49.3±2.8	31.9±3	9.1±2.5	0.4±0.1	124.2±4.6
BQ [¶]	151.7±29.1	1.2±0.3	37.9±7.3	86.6±8.2	28.2±3	19.2±4.3	0.3±0.2	325.1±41.9

[†]: Agricultura de temporal. [‡]: Biomasa de cultivos. [§]: Reforestación de *Cupressus lusitanica* con 4 sitios de muestreo. [¶]: Bosque de *Quercus spp.* con 5 sitios de muestreo. ±: Error estándar.

La RC presentó menor carbono en el reservorio arbóreo con 26.4 Mg ha⁻¹ y en hierba 0.5 Mg ha⁻¹, comparado con BQ. La RC tiene árboles de diez años de edad, los cuales al ir creciendo su biomasa aumentará y también el carbono almacenado en los siguientes años, en el sentido de que las plantaciones jóvenes presentan tasas altas de crecimiento y por ello tienen mayor potencial para la captura de carbono.

Carbono en mantillo y biomasa muerta

El carbono almacenado en mantillo, fue mayor en el BQ (19.2 Mg ha⁻¹), esto se explica porque se encontró 9 cm de espesor en promedio de mantillo. El valor de carbono en el mantillo encontrado en este trabajo, fue mayor al reportado por Gómez (2008), que obtuvo 8 Mg ha⁻¹ en su estudio realizado en el bosque de encino de la Reserva de la Biosfera “Sierra de Huautla”, Morelos.

Carbono en suelo

El reservorio suelo presentó mayor almacén de carbono en la profundidad de 0 a 30 cm que en los 30 a 60 cm, con 49.3 Mg ha⁻¹ en RC y 86.6 Mg ha⁻¹ en BQ. Los valores obtenidos son bajos comparados con el estudio realizado por Ordoñez *et al.* (2008) en un bosque de clima templado, donde obtuvieron valores más altos en el reservorio suelo a la profundidad de 0 a 30 cm con 82 Mg ha⁻¹ en agricultura, 76 Mg ha⁻¹ en plantaciones y 116 Mg ha⁻¹ en bosque de encino.

Carbono total almacenado

La clase de uso de suelo que presentó mayor almacén de carbono total en suelo, biomasa viva y biomasa muerta, fue BQ (325.1 Mg ha⁻¹), con una densidad arbórea de 1150 árboles ha⁻¹, con alturas máximas de 23 m y diámetros de hasta 51 cm. La RC de diez años de edad tuvo 124.2 Mg ha⁻¹ de carbono con una densidad arbórea de 2283 árboles ha⁻¹ altura máxima de 8 m y diámetros de hasta 15 cm. La AT presentó 32.8 Mg ha⁻¹ de carbono (Cuadro 2). En otro estudio realizado en Michoacán obtuvieron como carbono total en bosque de encino 261.6 Mg ha⁻¹, en plantaciones 142 Mg ha⁻¹ y en agricultura 82.7 Mg ha⁻¹ (Ordoñez *et al.*, 2008). Por lo que se puede observar que la conversión de bosques a tierras de cultivos se traduce en una disminución significativa de almacenamiento de carbono (Campos *et al.*, 2007), y a un aumento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Kauffman y Uhl 1990). Sin embargo, la restauración de tierras degradadas y erosionadas, así como la intensificación de la agricultura en terrenos agrícolas puede favorecer la captura de carbono en los suelos (Lal, 1999).

Ordoñez *et al.* (2008) encontraron que en el suelo a la profundidad de 0 a 30 cm fue el mayor reservorio de carbono en áreas agrícolas, pastizales, matorrales, plantaciones y huertos de aguacate,



excepto en los sistemas forestales, los cuales presentaron el mayor carbono en biomasa viva. También en el presente trabajo a la misma profundidad se obtuvo mayor almacenamiento de carbono en el suelo de AT y RC con 96.6 % y 53.4 %, respectivamente y mayor almacén de carbono en la biomasa viva de BQ con 64.3 %.

Conclusiones

El bosque de *Quercus spp.* (325.1 Mg ha^{-1}) presentó mayor almacén de carbono que el área reforestada y agrícola. El reservorio suelo fue el mayor almacén de carbono en reforestación de *Cupressus lusitanica* y agricultura de temporal. En el bosque de *Quercus spp.* el mayor almacén de carbono fue en el reservorio arbóreo.

Bibliografía

- Aguilar A. V. H. 2007. Almacenamiento de carbono en sistemas de pasturas en monocultivo y silvopastoriles, en dos comunidades de la selva lacandona, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Chapingo.
- Arriaga L., M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. CONABIO, México. Consultado en: www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/Tlistado.
- Ayala L. R. S. 1998. Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas. Tesis de Licenciatura Universidad Autónoma de Chapingo, División de Ciencias Forestales.
- Brown S. 1996a. Present and potential roles of forests in the global climate change debate. *Unasylva* 185:3-10.
- Brown S. 1996b. Tropical forests and the global carbon cycle: estimating state and change in biomass density. In: Apps, M. J. & Price, D. T. (eds). *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Springer-Verlag. Berlin. pp. 133-144.
- Cairns M. A., S. Brown, H. Helmer, A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. *Oecologia* 111:1-11.
- Campos C. A., K. Oleschko, J. Etchevers, C. Hidalgo. 2007. Exploring the effect of changes in land use on soil quality on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico). *Forest Ecology and Management* 248:174-182.
- Delgadillo R. M., S. Quechulpa. 2006. Manual de Monitoreo de Carbono en Sistemas Agroforestales. Comisión Nacional Forestal. AMBIO S. C. de R. L. 43 pp.
- FAO. 2006. Global Forest Resources Assessment 2005, Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper No. 147. Rome, Italy. 320 pp.
- Gómez D. J. D. 2008. Determinación de los almacenes de carbono en los compartimentos aéreos y subterráneos de 2 tipos de vegetación en la reserva de la biosfera "Sierra de Huautla", Morelos, México. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry National Greenhouse Gas Inventories Programme. Kanagawa, Japan. Consultado en: <http://www.ipcc.ch>.
- IPCC. 2007. 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.M. Tignor and H.L. Miller (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY. USA. 996 pp.
- Jackson M. L. 1976. Análisis químico de suelos. Traducción al español por Beltrán M. J. 3ª ed. Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662 pp.
- Kauffman J. B., C. Uhl. 1990. Interaction of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. En Goldammer, J. G. (ed.). *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges*. Ecological Studies 84. Springer-Verlag, New York. pp. 117-133
- Lal R. 1999. Soil management and restoration for carbon sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science* 4:307-326.
- Litynski J. T., M. Scott, K. McIlvried, S. Rameshwar D. 2006. An overview of terrestrial sequestration of carbon dioxide: The united states department of energy's fossil energy R&D program. *Climatic Change* 74:81-95.
- 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* 255:2074-2085.

Ruiz G. A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica en Matiguás, Nicaragua. CATIE. Turrialba Costa Rica. 106 pp.



1.31 Inventarios, flujos de carbono y efecto de los factores de manejo en bosques templados de la Sierra Norte de Puebla

Castañeda-Mendoza Arturo¹; García-Romero Arturo¹ y de los Santos-Posadas Héctor²

¹Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior S/N, Ciudad Universitaria C.P. 04510, México, D.F. Autor para correspondencia: arturocm@colpos.mx

²Programa Forestal, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Montecillo, Estado de México.

Resumen

Los bosques templados representan una opción para generar servicios ambientales ligados al secuestro del carbono (C). Frente a las dificultades para acceder a los mercados de C a nivel internacional, se han incorporado al Manejo Forestal Sustentable (MFS). Esto ha requerido adaptarse a distintas condiciones que ocasionan variaciones en los almacenes de C a nivel regional. En este estudio se estimaron los almacenes de C , crecimiento (ΔC), posibilidad de extracción (POS) y la respuesta a los factores de manejo en la biomasa aérea de bosques templados de la Sierra Norte de Puebla. Para ello, se construyó una base de datos con 442 predios autorizados para el MFS distribuidos en una superficie forestal de 1570.6 km² (INEGI-SERIE-III). Se obtuvieron los valores totales para las variables mencionadas y se evaluó el efecto inducido por los factores de manejo (Tamaño del predio, Sistema silvícola aplicado y Ciclo de corta (antecedentes de manejo)) El inventario total fue de 18.084 Tg C con un crecimiento anual de 484.138 Gg y una POS de 670.68 Gg. En cuanto al MFS, el factor Tamaño fue significativo en la explicación de variaciones en C , ΔC y POS , el Ciclo de Corta en C y POS , y el Sistema silvícola solo en POS . Los resultados sugieren un efecto positivo del MFS al mantener los almacenes y flujos de C en predios de diferentes tamaños y manejados bajo diferentes sistemas silvícolas, generando también ingresos económicos y manteniendo la cobertura forestal de la zona.

Palabras clave: manejo forestal sustentable, inventarios forestales.

Abstract

Temperate forests generate environmental services related to carbon (C) sequestration. Owing to difficulties in gaining access to international C markets, some land holders have adopted sustainable forest management (SFM). This has required adaptation to certain conditions that have led to changes in regional C budgets. This study estimates the response of aerial C stock, C increment (ΔC), and possibility for C harvest (CH) in temperate forest of the Sierra Norte de Puebla, Mexico, and hence the response of the aerial biomass to management factors. A database was compiled to include 442 tracts authorized to practice SFM. They are irregularly scattered in a 1570.6 km² forest area (INEGI-SERIE-III). Total values for the above-mentioned variables were obtained, and the effects of three management factors were assessed (Tract Size; Silvicultural System, SS; and previous cutting cycle, CC). Total C stock was 18.084 Tg, with an increment of 484.138 GgC yr⁻¹, and a POS of 670.68 GgC per CC. The factor Size was important in explaining differences in C , ΔC and POS ; CC affected C and POS ; and SS affected only POS . These results suggest that SFM has a positive effect maintaining the sink and flux of C in tract size range of sizes and managed with various SSs, while generating economic benefits and preserving the forest cover of the region.

Key words: sustainable forest management, forest inventories.

Introducción

Los ecosistemas forestales representan el mayor reservorio terrestre para el carbono (C) atmosférico (Alexandrov, 2007), por lo que se ha puesto atención especial en la evaluación de sus propiedades y características. En diversos países se ha observado que el aprovechamiento forestal puede afectar los almacenes de C a nivel global, por lo que es importante evaluar los factores que influyen en su habilidad para secuestrar C (Gelman *et al.*, 2013). Asimismo, existe un compromiso a nivel internacional para generar reportes sobre la condición de la situación de los bosques y las reservas de carbono (FAO, 2006; 2010), observándose faltas de esta información en los reportes mencionados.

México, al igual que otros países en desarrollo, se enfrenta a problemas relacionados con la pérdida total o parcial de sus bosques por la deforestación y actividades relacionadas con el cambio de uso de suelo. Ante esta situación, se han desarrollado mecanismos a nivel nacional para compensar económicamente la aportación de los bosques al proveer diversos servicios ambientales. Sin embargo, en el caso del secuestro de carbono, no ha existido una valoración adecuada del costo real del C almacenado ni de los métodos para realizar su cuantificación (Ordoñez-Díaz, 2008). En este contexto, se ha observado que la conservación de los recursos forestales depende en gran medida de las ventajas económicas que éstos puedan representar para sus propietarios o poseedores (Mendoza-Briseño *et al.*, 2005), siendo a su vez una actividad regulada por las autoridades en materia ambiental a nivel nacional (SEMARNAT, 2007).

La utilización de los recursos forestales de manera ordenada se da a través del manejo forestal sustentable (MFS). Requiere la obtención de información de las condiciones físicas y biológicas del área, elección de un método de manejo adecuado a las condiciones del bosque, realización de inventarios forestales a nivel predial y la integración en un programa de manejo (SEMARNAT, 2006). El MFS implica no solo las actividades de cosecha de madera y su consecuente extracción de C , sino también la ejecución de actividades de protección y restauración. Existe una variedad de factores relacionados con el MFS que pueden significar diferencias tanto en los ingresos económicos de los propietarios del bosque como en la tasa de crecimiento del mismo, por lo que se observa necesaria su evaluación. El objetivo de este trabajo es evaluar la cantidad de C almacenado en los bosques de la Sierra Norte de Puebla y el papel que representan los diversos factores del manejo forestal en las principales variables relacionadas con los almacenes de carbono, los flujos de extracción y sus tasas de crecimiento o recuperación.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se capturó la información proveniente de 442 predios distribuidos en los bosques de la Sierra Norte del Estado de Puebla distribuidos en las regiones de Zacatlán y Teziutlán. De acuerdo con la cartografía de INEGI Serie-III, la superficie de los bosques templados en el área bajo estudio es de 157 060 ha, siendo la superficie bajo manejo del área muestreada del 7.92%, es decir, de 12 436.9 ha.

Datos

Se elaboró una base de datos con las variables del volumen maderable en la biomasa aérea, tasa de crecimiento y volumen maderable para su extracción. Se escogieron estas variables por ser las más representativas al evaluar los almacenes y flujos de C en los ecosistemas forestales (Cuadro 1). Se utilizaron los factores de expansión de biomasa generados para especies y condiciones semejantes

reportados por Cruz-Martínez (2007), quien propone un factor de 0.623 para la transformación de volumen (m^3) a C (Mg). Diversos autores han estudiado las variaciones ocasionadas por la especie o edad (entre otros factores), asumiendo en este caso que las variaciones en las especies de *Pinus* son mínimas y los cambios originados por la edad se pueden omitir al tener datos de bosques adultos (Lehtonen *et al.*, 2004; 2007).

Cuadro 1. Variables utilizadas en la evaluación de *ERT*, *ICA* y *POS*, y su correspondiente conversión a unidades de carbono: *C*, ΔC y *posC*

Unidades de volumen (maderable)			Unidades de peso (carbono)		
Variable	Descripción	Unidades	Variable	Descripción	Unidades
ERT	Existencias reales totales	M^3ha^{-1}	<i>C</i>	Almacén de C	g C
ICA	Incremento corriente anual	$M^3ha^{-1}año^{-1}$	ΔC	Crecimiento flujo de C	o $g ha^{-1}año^{-1}$
POS	Posibilidad maderable	M^3ha^{-1}	<i>posC</i>	Posibilidad extracción de C	o $g Cha^{-1}$

Análisis de información

Se transformaron los valores de las variables capturadas cambiándolos de unidades de volumen a masa de C. Se obtuvieron las principales medidas de tendencia central (valores mínimo, medio, máximo y coeficiente de variación) para las variables utilizadas (*C*, ΔC y *posC*) y los inventarios totales extrapolando dichas valores a la superficie total del área de estudio.

Para evaluar el efecto del manejo se utilizaron tres factores de manejo correspondientes al tamaño del predio, Tam con dos niveles (*chico*: menor a 20 ha y *grande*, mayor o igual a 20 ha), Ciclo de corta, CC con tres niveles (0, 1 y 2 ciclos de corta previos (10 años por CC)) y Sistema silvícola SS con dos niveles (*Sistema regular* y *Sistema irregular*¹). Los sistemas anteriormente mencionados corresponden a los métodos de manejo: Método de Desarrollo Silvícola y Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares, respectivamente.

Se realizó un análisis de regresión múltiple (Kleinbaum y Kupper, 1978) con el modelo 1

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 z_1 + \beta_2 z_2 + \beta_3 z_{3a} + \beta_4 z_{3b} \pm \varepsilon_i \quad (1)$$

donde: Y_i es la variable bajo análisis (*C*, ΔC , *posC*), β_0 es el valor promedio generado por el manejo forestal, β_1 es el efecto del factor tamaño Tam, β_2 es el efecto del factor Sistema silvícola SS aplicado, β_3 y β_4 son los efectos del ciclo de corta CC y las variables Z_1 , Z_2 , Z_{3a} y Z_{3b} representan la codificación de los factores en variables dummy.

Resultados y discusión

Indicadores por hectárea

¹ El sistema silvícola regular corresponde a los predios manejados con el MDS, Método de Desarrollo Silvícola y el Sistema irregular a los bosques manejados con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares

El contenido medio de C en la biomasa aérea de los bosques es de $131.59 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y crece a una tasa o ritmo de $2.36 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Cuadro 2). Se observa un valor superior en el promedio para la variable $posC$, que en teoría no debería sobrepasar $124.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$, asumiendo que existen imprecisiones en la estimación en campo de esta variable. En el mismo Cuadro se observan los valores mínimo, máximo y el coeficiente de variación para dichas variables. Aunque estos valores fueron obtenidos en predios que actualmente se encuentran bajo manejo, más del 60% de los predios de la muestra no tienen antecedentes de manejo, por lo que la muestra puede considerarse representativa del total del área de estudio.

Cuadro 2. Valores mínimo, medio, máximo y coeficiente de variación para las variables carbono (C), crecimiento de C (ΔC) y extracción de C por el aprovechamiento ($posC$)

	Min.	Med.	Max.	Coeff. var.
C (Mg C ha^{-1})	15.15	131.59	522.35	30.94
ΔC ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	0.09	2.36	12.44	48.99
$posC$ (Mg C ha^{-1})	8.10	40.83	258.21	37.16

Es importante resaltar que en el 47% de los predios evaluados, el volumen promedio (ERT) fue mayor a 200 m^3 ($124.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$), siendo en promedio de 150 a 200 m^3 ($93.45 - 124.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) para el promedio de los bosques bajo manejo a nivel nacional (Torres-Rojo, 2004).

Inventario de la Sierra Norte de Puebla

A partir de los resultados anteriores y al considerar la superficie del área de estudio, se obtiene un inventario total de 20.66 Tg C , un crecimiento de $0.37 \text{ Tg C ha año}^{-1}$ y un flujo de extracción potencial de 6.41 Tg por CC . Al igual que en los resultados por ha, estos datos permiten ver que la extracción es casi del doble que la tasa de crecimiento ($\Delta C = 23.6$, $posC = 40.83$, comparando ambos indicadores en un CC o período de 10 años) resaltando la importancia de mejorar los procedimientos para estimar $ICA \approx \Delta C$ en campo.

Influencia de los factores de manejo

Al evaluar la respuesta ante los factores de manejo, el factor Tam fue significativo en la explicación de variaciones en C ($p=0.0014$), siendo en promedio de 130.83 y $116.50 \text{ Mg C ha}^{-1}$; en ΔC ($p=0.0268$) con valores de 2.49 y $1.96 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y en $PosC$ ($p=0.001$) siendo de 43.44 y $31.74 \text{ Mg C ha}^{-1}$; en todos los casos para predios *chicos* y *grandes*, respectivamente.

El CC fue significativo en C ($p=0.0001$), siendo los valores de 139.47 , 102.658 y $116.34 \text{ Mg C ha}^{-1}$; y en $posC$ ($p=0.0001$) siendo los valores de 42.16 , 34.99 y $34.63 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para los predios en 1^{er}, 2^{do} y 3^{er} CC , respectivamente.

Finalmente el factor SS solo fue significativo en $posC$ ($p=0.0001$), siendo de 47.07 y 33.67 Mg C para los predios manejados con sistema regular e irregular respectivamente. En este caso se asume como lógico este resultado, pues los predios manejados bajo un sistema silvícola regular tienen una mayor intensidad de aprovechamiento maderable.

Los resultados sugieren un efecto positivo del MFS al mantener los almacenes y flujos de C en predios de diferentes tamaños y manejados bajo diferentes sistemas silvícolas durante períodos de hasta 10 y 20 años.



Conclusiones

La aplicación del manejo forestal representa tanto un beneficio económico (para los propietarios o poseedores de los recursos forestales) como ecológico (para permitir la prestación continua de los servicios ambientales del bosque). Asimismo, se observa una oportunidad para obtener estimaciones de los principales indicadores relacionados con los almacenes de carbono a una escala regional. La evaluación continua de los predios puede usarse también en un esquema de monitoreo para evaluar los cambios progresivos en el bosque.

Agradecimientos

A la delegación federal de la SEMARNAT en el estado de Puebla por permitir el acceso a los expedientes de los predios bajo manejo de la Sierra Norte de Puebla.

Bibliografía

- Alexandrov G. 2007. Carbon stock growth in a forest stand: the power of age. *Carbon Balance and Management* 2007 2:4.
- Cruz-Martínez Z. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y partición de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipan, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- FAO. 2006. Global forest resources assessment FRA 2005. FAO Forestry paper 147. Rome Italy.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos Forestales mundiales 2010 Informe nacional México. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gelman V., V. Hulkkonen, R. Kantola, M. Nousiainen, V. Nousiainen, M. Poku-Marboah. 2013. Impacts of forest management practices on forest carbon. HENVI Workshop 2013: Interdisciplinary approach to forest and climate change. University of Helsinki. 20 pp.
- Kleinbaum D. G., L. L. Kupper. 1978. *Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods*. Duxbury Press. Massachusetts USA. 1051 pp.
- Lehtonen A., E. Cienciala, F. Tatarinov, R. Mäkipää. 2007. Uncertainty estimation of biomass expansion factors for Norway spruce in the Czech republic. *Annals of Forest Science* 64:133-140.
- Lehtonen A., R. Mäkipää, J. Heikinen, R. Sievänen, J. Liski. 2004. Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188:211-224.
- Mendoza-Briseño M. A., J. J. Fajardo, J. Zepeta. 2005. Landscape based forest Management, a real world case study from Mexico. *Forest Ecology and Management* 1-2:19-26.
- Ordoñez-Díaz J. A. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de los servicios ambientales. *Ciencias* 90:36-42.
- SEMARNAT. 2006. NOM-152-SEMARNAT-2006, que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. *Diario Oficial de la Federación*, 17 de octubre de 2008. México D.F.
- SEMARNAT. 2007. *Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable*. México D.F.
- Torres-Rojo J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. Departamento de Montes, FAO.

1.32 Estimación del contenido y captura de carbono en la segunda sección del Bosque de Chapultepec, Distrito Federal

Hernández-Guillén Alejandra¹, Rojas- García Fabiola² y Benavides-Meza Héctor M.³

¹ Facultad de Ciencias, UNAM, Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, México Distrito Federal. Autor para correspondencia: a_hguillen@hotmail.com

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

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

Resumen

El Bosque de Chapultepec es el bosque urbano más grande del Distrito Federal, brinda servicios ecosistémicos indispensables para el bienestar de la población urbana, sin embargo su estudio se encuentra muy limitado. En este estudio se estimó la captura de carbono (C) en la segunda sección del Bosque de Chapultepec. Se utilizaron los datos del inventario de arbolado de la segunda sección del Bosque de Chapultepec generado por el INIFAP (2008) y se replicó el muestreo realizado en dicho inventario durante 2013. Se midió la altura y el DN de cada árbol, utilizando ecuaciones de biomasa, de volumen y genéricas, de acuerdo a la especie, se estimó el contenido de C de la segunda sección del Bosque de Chapultepec para 2008 y 2013, así como la captura de C en el periodo 2008-2013. Se encontró que la segunda sección del Bosque de Chapultepec almacena 3826.96 MgC y capturó en el periodo 2008-2013 573.93 MgC. La captura de C en la segunda sección del Bosque de Chapultepec nos muestra que el bosque urbano de la Ciudad de México tiene el potencial de capturar C, sin embargo es indispensable llevar a cabo inventarios del arbolado en forma periódica para conocer cuánto C almacenan y capturan anualmente, así como su estado fitosanitario. Esta información es indispensable para proponer un plan de manejo adecuado para asegurar la permanencia del bosque urbano y como consecuencia los servicios ecosistémicos que brinda.

Palabras clave: almacén de C, bosque de Chapultepec, bosque urbano, captura de C, servicios ecosistémicos.

Abstract

The Chapultepec Forest is the biggest urban forest of the Federal District, Mexico; it provides essential ecosystem services for the well-being of the urban population, although its study is restricted. In this study the carbon storage was estimated in the second section of the Chapultepec Forest. The data from the inventory of trees in the second section of the Chapultepec Forest generated by INIFAP in 2008 was used and the sample made in that inventory was replicated in 2013. The height and normal diameter was measured for each tree, biomass, volume and generic equations were used to estimate the carbon storage of in the second section of the Chapultepec Forest for 2008 and 2013, such as the carbon sequestration in the 2008-2013 period. It was found that the carbon storage was 3831.77 MgC and the carbon sequestration 578.91 MgC in five years. The carbon sequestration in the second section of the Chapultepec Forest shows that the urban forest of Mexico City has the potential to sequester more carbon, however is essential to make tree inventories periodically in order to recognize how much carbon is stored and sequestered annually, such as its phytosanitary state. This information is necessary to the authorities may have the tools to make a management plan to ensure the permanence of the urban forest and as a consequence, the ecosystem services it provides.



Key words: carbon content, carbon sequestration, Chapultepec forest, ecosystem services, urban forest.

Introducción

El territorio del Distrito Federal se clasifica en suelo urbano y suelo de conservación, el primero constituye las zonas que cuentan con infraestructura, equipamiento y servicios, mientras que el suelo de conservación es todo aquel que lo amerite por su ubicación, extensión, vulnerabilidad y calidad (GODF, 1996). Con base en esta clasificación, el Bosque de Chapultepec se localiza en suelo urbano, en 2003 fue decretado como Área de Valor Ambiental por sus características ecológicas, históricas y culturales (GODF, 2003).

El bosque urbano es considerado como el conjunto de áreas verdes que se encuentran dentro de los límites de una ciudad, se compone de árboles, arbustos y vegetación asociada, ya sea arbolado de alineación, parques y jardines públicos o privados, y grandes masas arboladas, naturales o inducidas (Benavides, 1989; Benavides, *et al.*, 2010). El Bosque de Chapultepec forma parte del bosque urbano del Distrito Federal y es el área verde más grande de Latinoamérica.

Su importancia radica en que es un sitio de esparcimiento, cultura, deporte e historia, es un ícono del Distrito Federal que además ofrece servicios ecosistémicos a los ciudadanos mexicanos, quienes disfrutan de su belleza escénica, sus atracciones y el aire que se respira. Su presencia en una de las ciudades más grandes, más pobladas y más contaminadas del mundo, hace de este bosque un elemento indispensable en la vida de los ciudadanos.

La segunda sección del Bosque de Chapultepec se conoce por las instalaciones de la Feria de Chapultepec, el Papalote Museo del Niño, el Museo Tecnológico y el Museo de Historia Natural, se compone principalmente de bosque cultivado con especies que lo componen en su mayoría introducidas (GODF, 2006). Conocer el contenido de carbono (C) por especie puede servir como una herramienta de gran utilidad para elaborar programas de manejo y reforestación enfocados a aumentar su capacidad de captura de C.

En México no han sido reportados estudios sobre la dinámica de los bosques urbanos, en particular sobre el ciclo del C; por esta razón, el objetivo de este trabajo fue determinar el contenido y captura de C de la segunda sección del Bosque de Chapultepec.

Materiales y métodos

La segunda sección del Bosque de Chapultepec, se localiza en la Delegación Política Miguel Hidalgo del Distrito Federal, dentro del pie de monte volcánico de la Sierra de Las Cruces. Su posición geográfica está entre los 19°23'40" y 19°25'45" de latitud Norte y 99°10'40" y 99°14'15" de longitud Oeste (GODF, 2006) y se encuentra a una altitud promedio de 2297 m s.n.m.

Comprende una superficie de 168.03 ha, de las cuales 84.62 ha corresponden a áreas verdes, predomina el clima C(w) templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1973); la precipitación promedio anual varía entre los 678.3 y los 924.8 mm. La temperatura media anual es de 15°C; con una temperatura mínima promedio de 14.2°C y una temperatura promedio máxima de 18°C (PDDU, 2008; PUEC-UNAM, 2002) (Figura 1).

Para determinar cuánto C aéreo almacena y captura la segunda sección del Bosque de Chapultepec, se utilizaron los datos del inventario realizado entre los años 2007 y 2008 por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias y se realizó el inventario de su arbolado en 2013. Se siguieron los estándares internacionales establecidos por el IPCC (2003), para calcular mediante ecuaciones alométricas, la biomasa aérea y a partir de ésta el contenido de C para cada año.

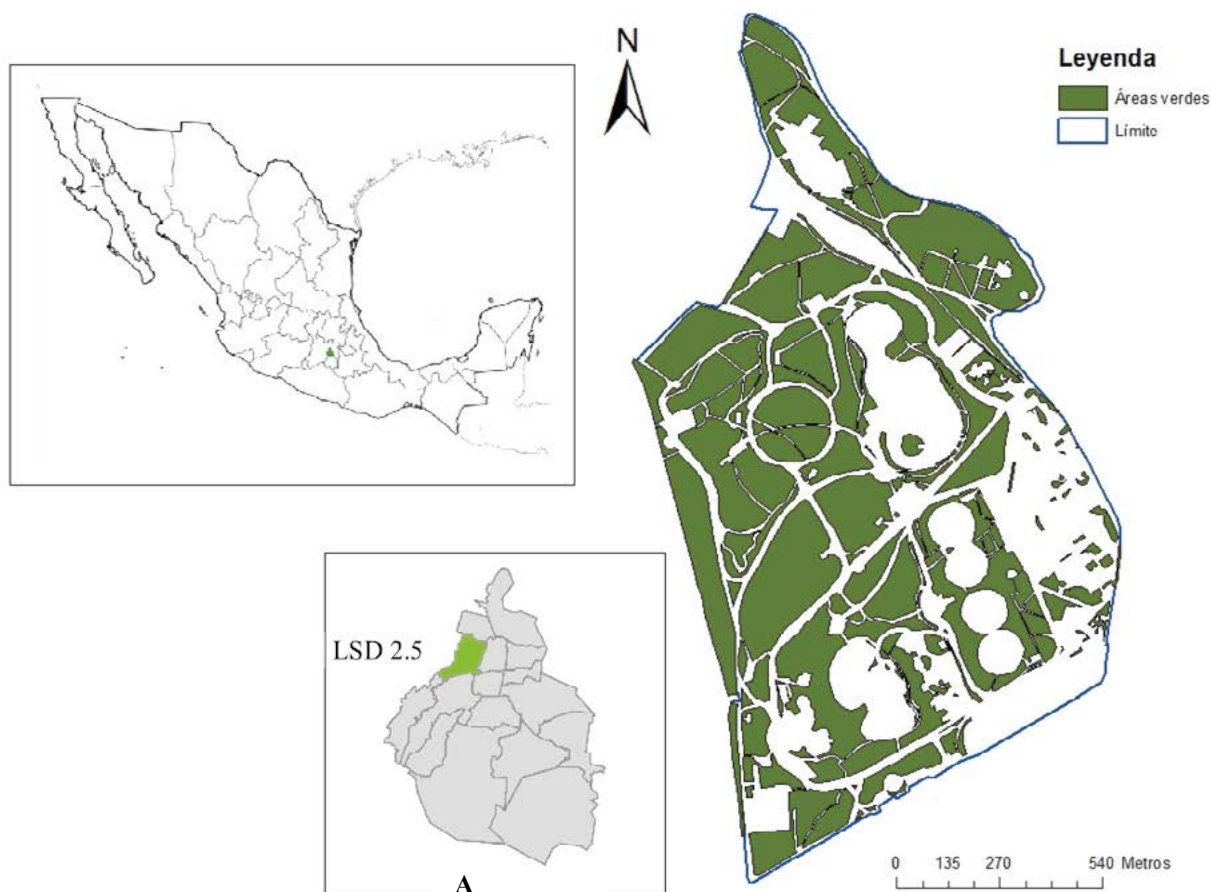


Figura 1. Localización de la segunda sección del Bosque de Chapultepec.

El inventario se realizó entre los meses de enero a marzo de 2013, consistió en un muestreo sistemático en el que se levantaron 109 sitios conformados por parcelas circulares de 500 m² (12.61 m de radio) (MacDicken, 1997), en cada parcela se registró la altura total en metros, el DN en centímetros y la especie de los árboles con altura mayor a 1.3 m y diámetro normal (DN) mayor o igual a 5 cm (Hutyra *et al.*, 2011).

Para calcular la biomasa se utilizaron ecuaciones de biomasa por especie, desarrolladas en la Ecoregión Nivel I Sierras Templadas, donde se ubica el Distrito Federal (Rojas-García *et al.*, 2009), con la siguiente fórmula 1:

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

donde: B = Biomasa (Mg); DN = diámetro normal (cm); HT = altura total (m) ya(n) = coeficientes.

Las especies que no tenían ecuación de biomasa, se utilizaron ecuaciones volumétricas con valores de densidad de la madera específicos (Rojas *et al.*, 2009) con la siguiente fórmula 2;

$$V = \text{Exp}(a0 + a1 * \text{Log}(\text{DN}) + a2 * \text{Log}(\text{HT})) \quad (2)$$

donde: V = Volumen (m³); DN = diámetro normal (cm); HT = altura total (m) ya(n) = coeficientes.

En caso de que las especies no contaran con ecuaciones específicas, se utilizaron ecuaciones volumétricas y valores de densidad de la madera a nivel de género (Grijpma, 2001). Para obtener el contenido de C, la biomasa se multiplicó por 0.45, que corresponde al peso seco total (Schlesinger, 1997).

A partir del valor de almacenamiento de C total se determinó el C por ha; para obtener el contenido de C de la segunda sección se multiplicó el valor de MgCha^{-1} por la extensión total de área verde.

La captura de C se estimó al comparar el valor de contenido de C de la segunda sección del Bosque de Chapultepec en el año 2008 con el obtenido en 2013.

Resultados y discusión

En el inventario forestal levantado en 2013 se registraron 2237 árboles pertenecientes a 38 especies, de las cuales las más abundantes fueron *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (trueno), *Fraxinus uhdei* (fresno), *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (Eucalipto rojo), *Pinus radiata* D. Don (pino radiata), *Cupressus lusitánica* Mill. (Cedro blanco), *Casuarina equisetifolia* L. (casuarina), *Yucca gigantea* Lem. (yuca), *Jacaranda mimosifolia* D. Don (jacaranda) y *Cupressus sempervirens* L. (cedro panteonero).

El DN promedio fue de 24.57 ± 17.32 cm, la mayoría de los individuos tenían entre 10 y 20 cm, lo cual indica que son árboles jóvenes o de talla pequeña y la altura promedio fue de 14.9 ± 10.65 m, la mayoría de los individuos eran de entre 4 y 8 m.

Se encontró que los árboles con un DN entre 70 y 80 cm almacenan en promedio 36 veces más C que uno de entre 10 y 20 cm, además aquellos árboles que viven más tiempo almacenarán el C en mayor cantidad y por más tiempo, pues suelen ser árboles de gran tamaño (Nowak y Crane, 2002).

En el año 2013, *E. camaldulensis* es la especie que más C almacena, esto se debe a su talla, hasta 39 m de altura y 89 cm de diámetro y en parte a su abundancia; le sigue *F. uhdei*, con casi seis veces menos C, aunque con una abundancia más de dos veces mayor, en este caso se encontró que la mayoría eran árboles jóvenes, entre 5 y 20 cm de DN y 10 m de altura; posteriormente se encuentra *C. equisetifolia* que le debe su gran contenido de C a la talla que alcanza, hasta 67 cm de DN y 22 m de altura; *L. lucidum* es la especie más abundante, sin embargo tiene un contenido de C ocho veces menos que *E. camaldulensis* (Figura 2).

Se encontró que el contenido de C en la segunda sección del Bosque de Chapultepec en el año 2013 fue de 3826.96 MgC, dado que la extensión de área verde es de 84.62 ha, el contenido de C por ha es de 45.22 MgC.

Los métodos utilizados en este trabajo se encuentran estandarizados a nivel internacional por el IPCC, por lo que los resultados obtenidos pueden ser comparables con datos de contenido de C reportados en diferentes ciudades alrededor del mundo (Cuadro 1).

Se encontró que la segunda sección del Bosque de Chapultepec presenta un alto contenido de C con respecto al valor reportado en otras ciudades. Es importante mencionar que en los otros estudios se reporta el contenido de C del bosque urbano, es decir, todas las áreas verdes que se localizan dentro de los límites de la ciudad.

En este estudio se obtuvo el contenido de C multiplicando por el valor más conservador (0.45), mientras que en los demás estudios se multiplicó por 0.5 o por 0.56 a las coníferas y por 0.46 y 0.48 a las latifoliadas en el caso de Oakland, California y Beijing, China, respectivamente.

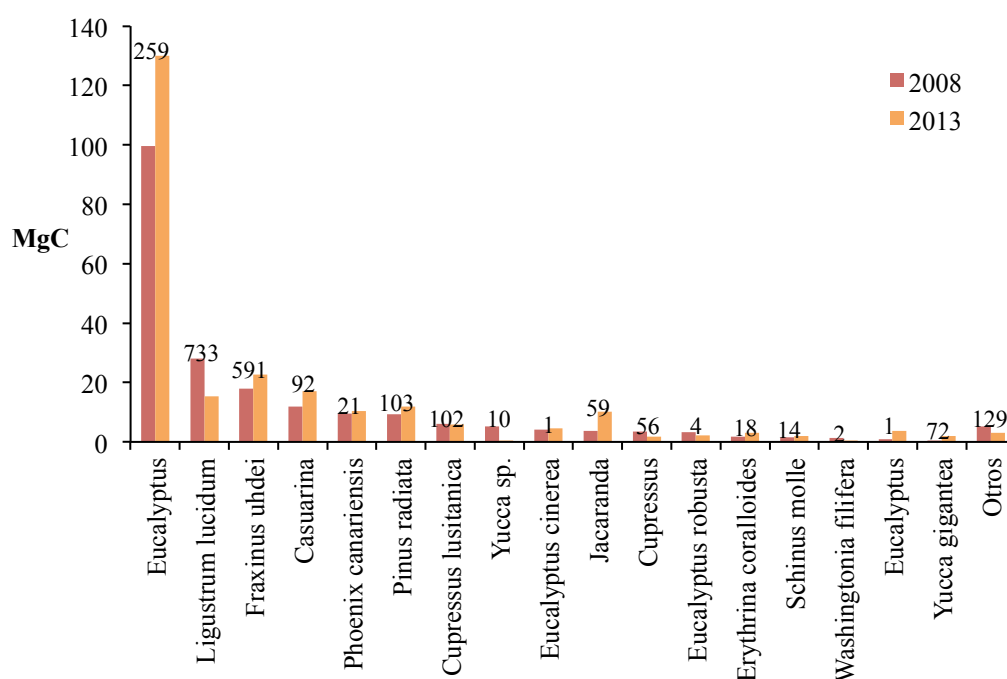


Figura 2. Estimación del contenido de carbono por especie para el año 2008 y 2013 en la segunda sección del Bosque de Chapultepec. Se muestra la abundancia de cada especie para el año 2013.

Cuadro 1. Comparación con resultados de contenido de carbono obtenido en otras ciudades

Ciudad	País	MgC/ha ⁻¹	Referencia
Sacramento, California ^b	EU	46.91	McPherson, 1998
El presente estudio ^a	México	45.21	
Atlanta, Georgia ^b	EU	35.74	Nowak y Crane, 2000
Shenyang ^b	China	33.22	Liu y Li, 2012
Johanesburgo ^b	Sudáfrica	32.20	Schäffler y Swilling, 2013
Baltimore, Maryland ^b	EU	25.28	Nowak y Crane, 2000
Syracuse, Nueva York ^b	EU	22.82	Nowak y Crane, 2000
Boston, Massachusetts ^b	EU	20.30	Nowak y Crane, 2000
Seattle, Washington ^b	EU	18.00	Hutyra <i>et al.</i> , 2011
New York, Nueva York ^b	EU	15.33	Nowak y Crane, 2000
Chicago, Illinois ^b	EU	14.19	Nowak, 1994
Philadelphia, Pensilvania ^b	EU	14.09	Nowak y Crane, 2000
Oakland, California ^c	EU	11.00	Nowak, 1993
Beijing ^b	China	7.43	Yang <i>et al.</i> , 2005
Junglang, Seul ^c	Corea	7.20	Jo, 2002
Kangnam, Seul ^c	Corea	6.60	Jo, 2002
Kangleung ^c	Corea	6.30	Jo, 2002
Jersey City, Nueva Jersey ^b	EU	5.02	Nowak y Crane, 2000
Chuncheon ^c	Corea	4.70	Jo, 2002

^aEstudio que consideró sólo un área verde; ^b estudio que consideró el bosque urbano; ^c estudio que consideró bosque urbano, bosque periurbano y /o zona de plantaciones.

El contenido de C para el año 2008 fue de 3,253.01 MgC, por lo que la captura de carbono en cinco años fue de 573.93 MgC (Figura 3).

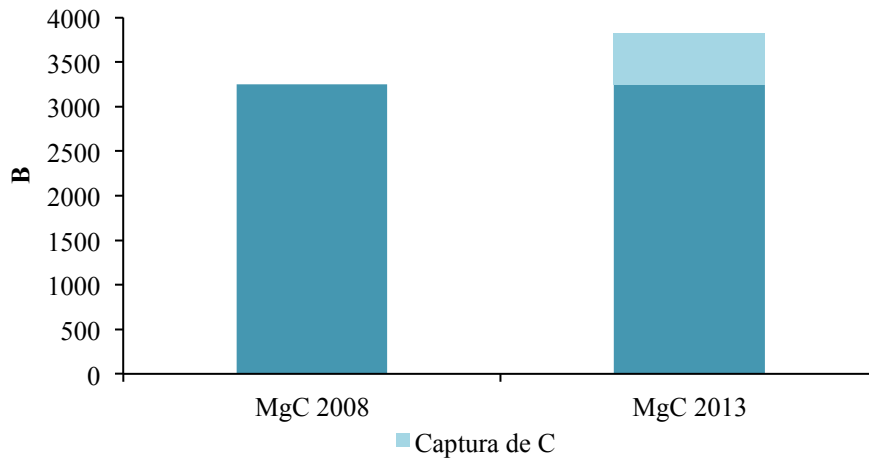


Figura 3. Captura de carbono entre 2008 y 2013.

El Distrito Federal es la ciudad más grande y más poblada del país. Los ciudadanos requieren de infraestructura que incluye áreas verdes como parques y jardines, que resultan indispensables para mejorar su calidad de vida, sin embargo éstas no se encuentran en condiciones óptimas, lo que reduce sus beneficios, entre ellos el almacenamiento de C.

La metodología realizada en este trabajo podría replicarse en las áreas verdes urbanas del resto del país, lo que permitirá conocer la capacidad de captura de C a futuro.

Conclusiones

El presente estudio muestra la capacidad que tiene el Bosque de Chapultepec, para almacenar y capturar C. Los datos obtenidos en este estudio deberán ser considerados por los tomadores de decisiones para que se le brinde un mayor presupuesto para llevar a cabo programas de reforestación con especies de talla mediana a grande y tiempo de vida largo para aumentar la capacidad de almacenamiento de C de esta área verde, así como dar prioridad en su conservación y mantenimiento, con el fin de mejorar el estado fitosanitario de los individuos presentes y para asegurar su permanencia en el tiempo.

Agradecimientos

Se agradece a la Dirección del Bosque de Chapultepec por las facilidades otorgadas en la realización de este trabajo y al INIFAP por el acceso a los datos del Diagnóstico de la vegetación arbórea de la 1a sección y evaluación del arbolado de alto riesgo en la 2a y 3a sección del Bosque de Chapultepec. Informe final del componente: Diagnóstico de la vegetación arbórea de la 1a sección del Bosque de Chapultepec.

Bibliografía

- Benavides H. M. 1989. Bosque urbano: la importancia de su investigación y correcto manejo. En: Memoria del Congreso Forestal Mexicano 1989. Tomo II. Toluca, Estado de México. 19 al 22 de julio de 1989. Gobierno del Estado de México y Academia Nacional de Ciencias Forestales, A. C. pp. 966-992.
- Benavides H. M., M. O. Gazca-Guzmán, S. F. López-López. 2010. Determinación y evaluación de especies para la reforestación de la 2ª sección del Bosque de Chapultepec. CENID-COMEF, INIFAP. México, D.F., México. 245 pp.
- GODF. 1996. Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal. 28 pp.
- GODF. 2003. Decreto por el que se declara como Área de Valor Ambiental del Distrito Federal al Bosque de Chapultepec. Consultado en: <http://cgservicios.df.gob.mx/prontuario/vigente/466.htm>. Fecha de consulta mayo de 2013.
- GODF. 2006 Plan de manejo del área de valor ambiental del Distrito Federal, con la categoría de bosque urbano denominada "Bosque de Chapultepec". Gobierno del Distrito Federal. 32 pp.
- García E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Universidad Nacional Autónoma de México. México. 246 pp.
- 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. 2011. Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle WA region. *Global Change Biology* 2:783-797.
- INIFAP. 2008. Proyecto: Diagnóstico de la vegetación arbórea de la 1a sección y evaluación del arbolado de alto riesgo en la 2a y 3a sección del Bosque de Chapultepec. Informe final del componente: Diagnóstico de la vegetación arbórea de la 1a sección del Bosque de Chapultepec.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan. 632 pp.
- Jo H-K. 2002. Impacts of urban greenspace on offsetting carbon emissions for middle Korea. *Journal of Environmental Management*. 64:115-126.
- Liu C., X. Li. 2012. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry and Urban Greening* 11:121-128.
- MacDicken K. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agriculture Development. Arlingon. 87 pp.
- McPherson E. G. 1998. Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 4:215-223.
- Nowak D. 1993. Atmospheric carbon reduction by urban trees. *Journal of Environmental Management* 3:207-217.
- Nowak D. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (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. E. Crane. 2000. The urban forest effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, M., Burk, T. (Eds.), *Proceedings: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. IUFRO Conference, 16-20 August 1998, Boise, ID. General Technical Report NC-212. US Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, St. Paul, MN. pp. 714-720.
- Nowak D., D. E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116:381-389.
- PDDU. 2008. Programa Delegacional de Desarrollo Urbano en Miguel Hidalgo. Administración Pública del Distrito Federal. Gobierno del Distrito Federal. 125 pp.
- PUEC-UNAM. 2002. Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad. Proyecto ejecutivo sobre la implementación y el manejo integral y desarrollo autosostenible del Bosque de Chapultepec. Universidad Nacional Autónoma de México y Dirección General de la Unidad de Bosques Urbanos y Educación Ambiental. Gobierno del Distrito Federal. Secretaría del Medio Ambiente. 782 pp.
- 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.
- Schäffler A., M. Swilling. 2013. Valuing green infrastructure in an urban environment under pressure - The Johannesburg case. *Ecological Economics* 86:246-257.
- Schlesinger W. H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 2a edición. Academic Press. EU. 588 pp.
- Yang J., J. McBride, J. Zhou, Z. Sun. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening* 3:65-78.



1.33 Comparación del almacenamiento de carbono y la emisión de gases de efecto invernadero en suelos de bosque mesófilo de montaña y en suelos transformados a cultivos y potreros

Hernández-Alarcón María E.¹ y Córdova C.²

¹Instituto de Ecología A.C., Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, C.P. 91070, Xalapa, Veracruz México. Autor para correspondencia: elizabeth.hernandez@inecol.edu.mx

²Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n. C.P. 91090, Xalapa, Veracruz, México.

Resumen

El Bosque Mesófilo de Montaña (BMM), es un ecosistema frágil que ha perdido en México el 50% de sus extensiones, principalmente por el cambio de uso de suelo. Dicho proceso repercute directamente la dinámica del ciclo del Carbono. En este estudio se evaluó y comparo el almacenamiento de carbono y la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en los suelos del BMM, cultivos y potreros. Se muestrearon 18 parcelas en cada uno de los sistemas. Para el almacenamiento de carbono, las muestras se obtuvieron de los distintos horizontes que conforman perfiles de suelo a una profundidad de 1.5m y se determinaron la densidad aparente, el contenido de carbono orgánico y con estos parámetros se determinó la densidad de carbono. La emisión de GEIs (metano, dióxido de carbono y óxido nitroso) fueron medidos una vez al mes, durante un año, mediante el método de la cámara cerrada. No se encontraron diferencias significativas ($P=0.147$) en las densidades de carbono (Bosque: 52.1kg C/m^2 , Cultivo: 71.4kg C/m^2 , Potrero: 55.5 y Potrero loma: 48.4kg C/m^2). Las emisiones de GEI, presentaron un patrón temporal dependiente de la estación climática. En los meses más secos, marzo-mayo, fue el bióxido de carbono el que presentó mayores emisiones, en los meses de lluvias, junio-septiembre, se observaron emisiones de metano, en lugar de consumo. Las emisiones de óxido nitroso, fueron más altas en los potreros.

Palabras clave: óxido nitroso, metano, COS.

Abstract

Tropical Mountain Cloud Forest TCMF is a fragile ecosystem that in México has been lost approximately 50% of its area due to land use change. This process affects the carbon cycling in the soils. In this study we compare the soil carbon stocks and greenhouse gases emissions in soils of TCF and soils that have been converted to croplands and grasslands. To measure carbon stocks soils profiles to a 1.5 m depth were taken and samples from each horizon were used to analyze Soil Organic carbon SOC and Bulk Density BD. The greenhouse gas (methane, carbon dioxide and nitrous oxide) emissions were measured once a month during one year using the close chamber method. Carbon stocks were not significantly different ($P=0.147$) among the systems (forest: 52.1kg C/m^2 , croplands: 71.4kg C/m^2 , grasslands: 55.5 and grasslands in hill: 48.4kg C/m^2). GEI emissions showed a seasonal dynamics, in the dry months (March to May) carbon dioxide showed the higher emissions while in the rainy months (June-September) we observe emissions of methane instead to consume. Nitrous oxide emissions were higher in grasslands compare with emissions in the forest and croplands.

Key words: nitrous oxide, methane, SOC.

Introducción

Los bosques de México han perdido en la última década cerca de un 10% de su cobertura y un 25% de ellos se ha degradado (Velázquez *et al.* 2002). Los factores comúnmente citados para explicar las pérdidas forestales integran una larga lista que incluye: cambio de uso de suelo con fines de agricultura y ganadería, la tala, la pobreza, el crecimiento de población, los incendios forestales y la tenencia colectiva de la tierra (Merino-Pérez, 2003). El Bosque Mesófilo de Montaña o bosque de niebla es un ecosistema muy frágil que ocupaba tan solo 1% de la cubierta vegetal en el país, pero en la actualidad se considera que el 50% de este bosque se ha perdido. Este frágil ecosistema tiene gran valor por albergar una gran biodiversidad y por la provisión de bienes y productos forestales, pero además es indispensable para las poblaciones humanas por que proporciona lo que se conoce como servicios ambientales (Williams-Linera, 2007). Dentro de estos servicios ambientales se encuentra la captación y almacenamiento del Carbono (C), el cual resulta de gran influencia en los problemas de calentamiento global que se registran en la actualidad. Según el IPCC, los bosques son los principales sumideros terrestres de CO₂ (IPCC, 2007).

En este trabajo se compara el almacenamiento de carbono en suelos de bosque mesófilo y en suelos transformados a potreros y cultivos.

Materiales y métodos

Para realizar el estudio se eligieron tres sitios de muestreo, el primero es Santa Bárbara (SB) municipio de Rafael Lucio, cuenta con una superficie continental de 11.54 km² de los cuales los pastizales comprenden 11.42 km², ubicándose entre los paralelos 19° 35' y 19° 37' de latitud norte; los meridianos 96° 58' y 97° 00' de longitud oeste; a una altitud entre 1600 y 1900 m s.n.m. Se encuentra dentro del eje neovolcánico en la subprovincia de Lagos y Volcanes de Anáhuac y su topografía comprende una sierra volcánica con estrato volcanes o estrato volcanes aislados. El clima es Templado húmedo con lluvias todo el año, su rango de temperatura es de 16-18 °C con una precipitación anual de 1500-2000 mm. Los suelos dominantes son Andosol (76%) y Phaeozem (12%). El municipio se encuentra dentro de la región hidrológica del río Papaloapan, dentro de la cuenca del río Jamapa y la subcuenca del río Sedeño. Dentro del uso del suelo encontramos que el 12% es zona urbana, el 1% zona agrícola y el 87% pastizales, (INEGI, 2005). El segundo sitio se localiza en Joya Chica (JCH) municipio de Acajete, el cual cuenta con una superficie continental de 97.69 km², de los cuales la agricultura ocupa 27.47 km², el pastizal 16.92 km², el bosque 27.85 km² y la vegetación secundaria 25.44 km²; a una altitud entre 1180 y 3100 m s.n.m. Su fisiografía es accidentada, ya que se localiza dentro del eje neo-volcánico, dentro de la subprovincia de lagos y volcanes de Anáhuac, mientras que sus topografías se componen de volcanes aislados y llanura con lomeríos. El clima es Templado húmedo con lluvias todo el año (95%) y semifrío húmedo con abundantes lluvias en verano (5%), el rango de temperatura presente en la zona es de 10-18 °C con una precipitación anual de 1400-1600 mm.

Los suelos dominantes son Andosol (96%) y Litosol (3%). El municipio se encuentra dentro de la región hidrológica del río Papaloapan, la cuenca del río Jamapa, la subcuenca del río Cedeño y Decozalapa, con corrientes de agua intermitentes de Agua honda y Sedeño, perennes del río Pixquiac. El uso de suelo y vegetación se componen en Agricultura (28%) y zona urbana (1%) Bosque (55%) y pastizal (16%), (INEGI, 2005). El tercer sitio fue Cinco Palos localizado dentro del municipio de Coatepec Ver. Este municipio se localiza entre los paralelos 19° 21' y 19° 32' de latitud norte; los meridianos 96° 47' y 97° 06' de longitud oeste, a una altitud de entre 500 a 2900 m s.n.m. En lo que corresponde a su fisiografía se encuentra dentro de la provincia del eje neo-volcánico y la llanura



costera del golfo en menor proporción. El sistema de topofomas comprende de Lomerío basalto, sierra volcánica con estrato volcanes o estrato volcanes aislados y lomerío típico. En cuanto al clima este es semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano, semicálido húmedo con lluvias todo el año. El intervalo de temperatura oscila dentro de los 10-24 °C y cuenta con una precipitación anual de 1000-2100 mm.

Muestreo de suelos

El muestreo se llevó a cabo en el bosque mesófilo y en dos tipos de uso de suelo: cultivos y potreros. En cada uno de estos sistemas se realizaron 3 perfiles (calicatas) para la toma de muestras de suelo, las dimensiones de los perfiles será de 1.5m X 1.5m de diámetro y una profundidad de 1.5m. Una vez realizados los perfiles se procedió a la identificación de los horizontes dentro de los cuales se estimara el contenido de carbono almacenado. Posterior a la identificación de los horizontes en cada perfil, se tomaron dos muestras de suelo con un tubo de PVC, para la determinación de densidad aparente y muestras de suelo para ser trasladada al laboratorio en bolsas Ziploc y posteriormente ser analizadas para carbono.

Densidad aparente y carbono orgánico

Las muestras de suelo húmedo se secaron a 105 °C, hasta peso constante. La determinación de la densidad aparente se realizó de acuerdo a la siguiente fórmula: $DA = \text{Densidad aparente (g cm}^3\text{)} = \text{peso constante del suelo (g) masa / volumen de suelo húmedo (cm}^3\text{)}$. El volumen de las muestras de suelo se determinó a partir del área y altura del nucleador correspondientes al segmento de suelo seccionado en el perfil (2 cm). Las muestras compuestas fueron secadas a temperatura ambiente y posteriormente se trituraron con un mortero y se molieron en una licuadora, obteniéndose un polvo homogéneo. Para la cuantificación de la materia orgánica, las muestras de suelo fueron pre tratadas con HCl 10 M hasta no observar burbujeo (Hernández y Mitsch, 2007), con el objetivo de evitar interferencias de carbonatos posiblemente presentes en las muestras de suelo. Posteriormente, las muestras fueron analizadas por pérdida a la ignición a 450 °C durante 4 horas.

Para calcular el carbono orgánico se aplicó la fórmula 1 siguiente:

$$\% \text{ de carbono orgánico} = \% \text{ de materia orgánica} \times 0.58 \text{ (Factor de Van Bemmelen)} \quad (1)$$

Con los datos obtenidos, se estimó la reserva de C en Kg m^{-2} , con la fórmula 2:

$$\text{Kg C m}^{-2} = [\text{peso del suelo}] * [\% \text{ CO}] \quad (2)$$

donde: % CO = Contenido % de carbono orgánico y 3

$$\text{Peso del suelo (Kg m}^{-2}\text{)} = [\text{profundidad}] * [\text{DA}] \quad (3)$$

Emisiones de GEI

Las emisiones de GEI, se midieron una vez por mes durante un año, utilizando el método de la cámara cerrada. Las cámaras utilizadas constan de dos partes una fija que es un tubo de PVC de 15 cm. de diámetro y 20 cm. de largo de las cuales 10 cm se insertaran en el suelo. Esta pieza tiene una brida

de plástico acoplada, con el fin de contener agua, la cual actuara como sello hermético al posicionar la tapa móvil sobre la estructura fijada al suelo. Esta parte móvil constará de una tapa removible con un septo que permita tomar muestras de los gases internos en la cámara. Las muestras son tomadas mensualmente en las tres localidades a partir de Febrero del 2011. En cada sitio se determina el flujo en seis cámaras. Para cuantificar el flujo en cada cámara se tomarán 4 muestras de gases internos, cada 20 minutos durante 1 hora. Las muestras de gas serán colectadas en jeringas 10 ml con una llave de paso de plástico y se colocarán en viales herméticamente sellados y evacuados al vacío. Cada vez que se toma una muestra de gas interno de la cámara se registra la temperatura interna de la cámara.

Análisis y estimación de las emisiones de gases

La concentración de los gases se analizó mediante un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Claruss 5000) con detector de ionización de flama (FID) equipado con metanizador para la cuantificación de CH₄ y CO₂ y un detector de captura de electrones (ECD) para el N₂O. Las separaciones cromatográficas se realizan a través de una columna empacada de acero inoxidable de 6' (1.8 m) con Poropak Q (80/100 mallas de 2 m). La temperatura del horno e inyector son operadas a 55 y 95 °C, respectivamente. La temperatura del FID es mantenida a 150 C, para metano y 350 para CO₂ y la del ECD a 360 °C. El N₂ es usado como gas acarreador a un flujo de 25 mL min⁻¹. Gases estándares (Mathenson gas) de CH₄ y N₂O equilibrados con N₂ son usados preparar las curvas de calibración.

Todos los valores individuales de los gases analizados (ppm (CO₂ y CH₄) y ppb (N₂O)) son corregidos con la temperatura y presión del aire usando la ley de gases ideales ($pV=nRT$) a masa/volumen de acuerdo a la siguiente fórmula 4 (Duan *et al.*, 2009; Nahlik y Mitsch 2010):

$$m = (c \times P \times M) / (T \times R) \quad (4)$$

donde m es la concentración del gas (gm³), c es la concentración del gas (ppm/ppb), P es la presión atmosférica (asumiendo 1 atm), M es el peso molar del gas (g mol⁻¹), R es la constante universal de gases (82.0576 (atm-cm³)/(mol K)), y T la temperatura absoluta (K) en el interior de la cámara a cada tiempo de muestreo.

Las tasas de flujo de los gases son calculadas de acuerdo a la siguiente ecuación 5 (Hernández y Mitsch 2007):

$$F_c = ((\Delta c/t) * (V / A)) * 1440 \quad (5)$$

donde $\Delta c/t$ = pendiente de la concentración del gas normalizado en contra del tiempo de muestreo, V = Volumen de la cámara, A = área de ma cámara, 1440 = minutos en un día.

Resultados y discusión

Concentración de carbono

La concentración de carbono orgánico en la capa superficial de los suelos de los bosques fue más alta que en los demás sistemas (Figura 1). Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente diferentes. La tendencia en todos los sistemas, fue que la concentración de carbono disminuyó conforme aumento la profundidad del suelo y esta tendencia fue más pronunciada en, en los suelos del bosque y en los suelos de potrero loma. En los suelos del cultivo la disminución de la concentración de carbono fue menos pronunciada.

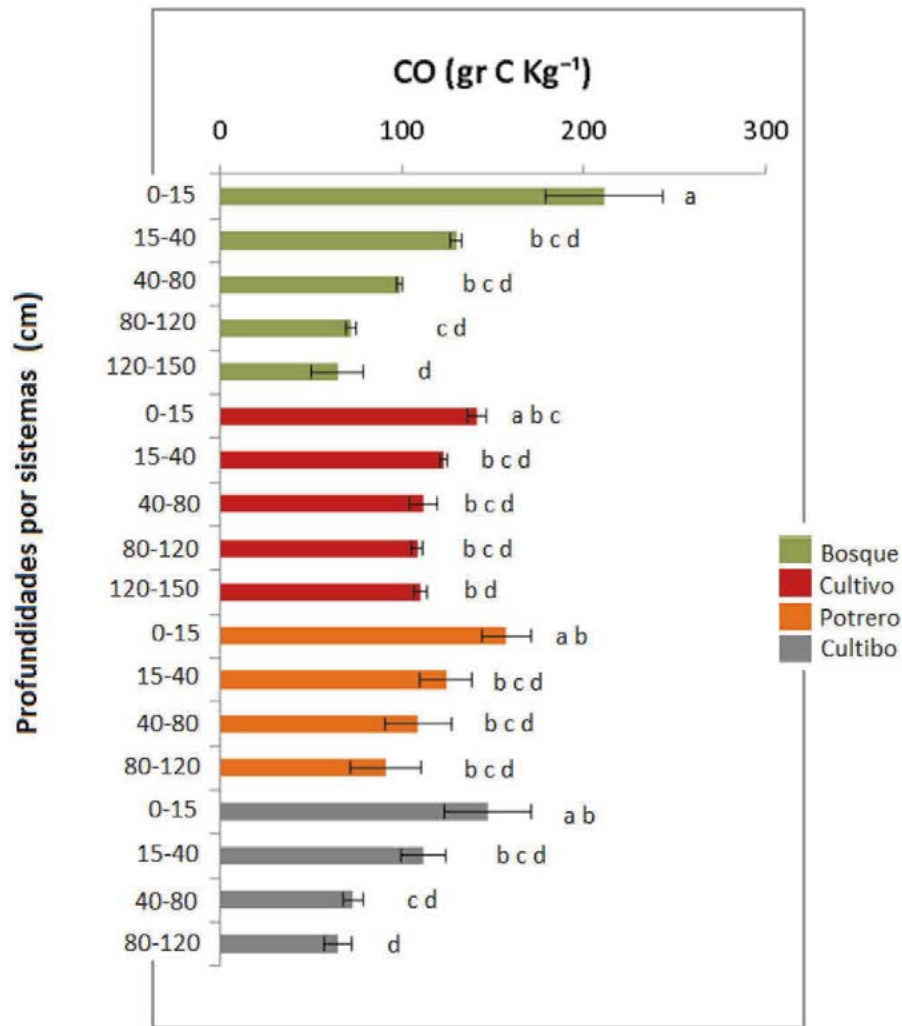


Figura 6. Contenidos de CO a lo largo de 1.5m de profundidad en los 4 sistemas estudiados.

Densidad de Carbono

No se encontraron diferencias significativas entre las densidades de carbono en los diferentes sistemas, calculadas a diferentes profundidades (Figura 2). Esto fue contrario a lo esperado, ya que se esperaba que los suelos de los potreros y cultivos tuviesen una densidad de carbono menores debido a una disminución en la entrada de materia orgánica. Este hallazgo pudiera deberse a la posición en el paisaje de los sistemas estudiados, ya que los potreros y cultivos, se limitan a zonas planas, adyacentes a los lomeríos con bosque mesófilo, los cuales pudieran estar recibiendo lixiviados de materia orgánica del bosque. Además estos terrenos de cultivo y potrero, tienen un manejo de rotación de potrero y cultivo de entre 5 y 8 años, y también reciben fertilización con estiércol bovino, lo cual también puede estar influenciando el contenido de carbono en ellos.

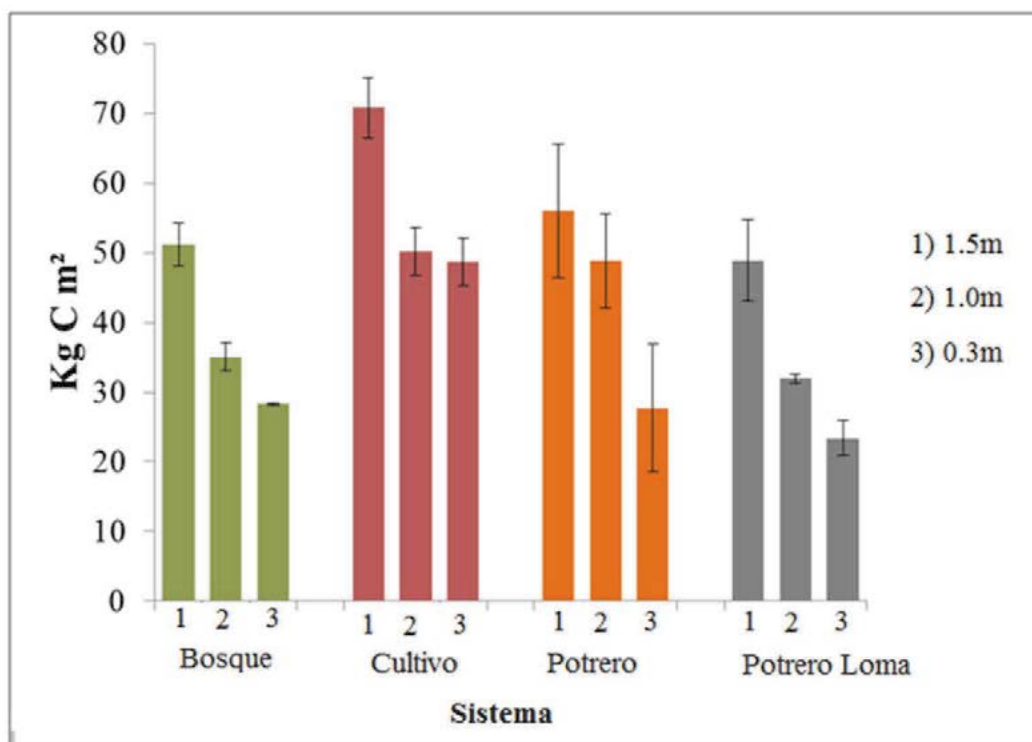


Figura 2. Densidad de carbono a diferentes profundidades en los sistemas estudiados.

Emisiones de GEI

En cuanto a las emisiones de GEI, en los meses más secos, marzo-mayo, fue el bióxido de carbono el que presentó mayores emisiones, en los meses de lluvias, Junio-Septiembre, se observaron emisiones de metano, en lugar de consumo. Se observaron emisiones de CO₂, mucho mayores en el potrero, comparadas con el Bosque (Cuadro 1). También las emisiones de metano y óxido nítrico fueron mayores en los suelos de los potreros. El cultivo presentó valores intermedios entre el bosque y el potrero.

Cuadro 1. Promedio anual de las emisiones de GEI en suelos con diferente uso en el centro de Veracruz

SISTEMA	mg m ⁻² d ⁻¹		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Bosque	6888± 1412	2.72± 2.53	1.21± 0.42
Cultivo	8655 ± 2155	4.66± 2.18	1.99± 0.58
Potrero	10549 ±2085	5.57± 2.68	3.87 ± 0.96

Conclusiones

La densidad de carbono no varió de acuerdo uso de suelo. Sin embargo la emisión de GEI es mayor en suelos dedicados a potreros y cultivos, por lo que hay que evaluar el manejo que se les da a esto.

Agradecimientos



Los autores agradecen el apoyo brindado por el fondo sectorial CONACYT-SEMARNAT a través del proyecto 107887.

Bibliografía

- Duan X., X. Wang, Z. Ouyang. 2009. Influence of common reed (*Phragmites australis*) on CH₄ production and transport in wetlands: Results from single-plant laboratory experiments. *Water Air and Soil Pollution* 197:185-191.
- Hernández M. E., W. J. Mitsch. 2007. Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality* 36:333-342.
- INEGI. 2005. Prontuario municipal. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Guía para la Interpretación de Cartografía Climatológica. ISBN 970-13-4508-8.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC WG1 AR4 Final Report.* 996 p. <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>.
- Merino-Pérez L. 2003. Procesos de uso y gestión de los recursos naturales comunes. En: Sánchez, Vega, Peters y Monrroy. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México.* México D.F. pp. 91-105.
- Nahlik A. M., W. J. Mitsch. 2010. Methane emissions from created riverine wetlands. *Wetlands* 30:783-793
- Velázquez A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurrea, J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta* 62. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 21-37
- Williams-Linera G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO- Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México. 208 pp.

1.34 Ecuación de biomasa para *Pinus patula* en bosques de Zacualtipán, Hidalgo

Soriano-Luna María de los A.¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Martínez-Trinidad Tomás¹; Plascencia-Escalante Francisca O.¹ y Razo-Zárate Ramón².

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Estado de México, C.P. 56239, México. Autor para correspondencia: maryan1sluna@gmail.com

²Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Tulancingo, Hidalgo.

Resumen

Existe una creciente necesidad de enriquecer los estudios sobre fijación y almacenamiento de carbono (C) en bosques manejados para aprovechamiento maderable. Estos bosques acumulan CO₂ en altas cantidades, en función de la etapa de desarrollo, densidad, especie o especies dominantes, la calidad de sitio y las condiciones climáticas. En la región de Zacualtipán, Hidalgo se tienen antecedentes sobre la estimación de biomasa y C, sin embargo una de las principales limitantes en las ecuaciones utilizadas, es la sobreestimación de biomasa en árboles con diámetros normales (dn) mayores a 50 cm, debido a que para el ajuste de las ecuaciones de biomasa no se consideraron individuos con diámetros de dicho tamaño. Incrementar el intervalo de diámetros de árboles en el ajuste de ecuaciones de biomasa permitirá corregirlas y tener mejores estimaciones de su capacidad para fijar y almacenar C. Se obtuvo un modelo de predicción de biomasa a partir de la ecuación generada por Figueroa *et al.*, (2010) mediante un muestreo destructivo de árboles con diámetro normal mayor a 50 cm y se estimó la biomasa en el bosque manejado del ejido de Tzincoatlán, Zacualtipán, Hidalgo.

Palabras clave: *Pinus patula*, contenido de biomasa, componentes estructurales del árbol.

Abstract

There is a growing need to study the carbon (C) capture and accumulation in managed forest for timber production. Managed forests sequester CO₂ in high amounts, depending on forest developmental stage, stand density, dominant species, site fertility, and climatic conditions. In the region of Zacualtipán, Hidalgo there are studies about estimation of biomass and Carbon in managed forests, however one of the main constraints in the used equations is the biomass overestimation in trees with diameters at breast height (dbh) larger than 50 cm, since larger individuals were not included in the fitting process. Increasing the range of tree diameters in the biomass fitting process will correct the equations, and contribute to the overall goal of improving carbon estimates. Allometric equations were constructed to estimate total biomass from the equation generated by Figueroa *et al.*, (2010) using a destructive sampling of trees above 50 cm of dbh; and the biomass in managed forest of Tzincoatlán, Zacualtipán was estimated.

Keywords: *Pinus patula*, biomass, tree structural components.

Introducción

Toda vez que México ha adquirido compromisos internacionales desde 1998 sobre la mitigación del cambio climático, con la firma del Protocolo de Kyoto y recientemente, con su incorporación a la iniciativa de Reducción de las Emisiones de la Deforestación y Degradación Forestal (REDD+), es necesario realizar estudios sobre la capacidad de los ecosistemas forestales para fijación y

almacenamiento de carbono (C) con el fin de conservarlos (Díaz *et al.*, 2007 y Avendaño *et al.*, 2009, Ramírez, 2010).

Se han implementado diferentes estrategias para reducir la concentración de CO₂ en la atmósfera. Una estrategia de mitigación lo constituyen los bosques por su capacidad de acumulación de C (IPCC, 2007 y Méndez *et al.*, 2011). El 30% de la superficie del planeta está cubierta por bosques, los cuales almacenan el 45% del C terrestre; lo que pone de manifiesto la importancia de las masas arbóreas como sumideros de C (Benjamín y Maser, 2001; Zambrano *et al.*, 2004, Díaz *et al.*, 2007).

Los principales componentes de almacenamiento de carbono son el carbono orgánico del suelo y en la biomasa aérea y subterránea. Los bosques manejados secuestran CO₂ en altas cantidades, explicadas por la densidad, las especies, el micrositio, el clima y la edad, pero aún se requiere investigación al respecto (Návar-Cháidez *et al.*, 2005 y Avendaño *et al.*, 2009). En la región de Zacualtipán, Hidalgo se tienen antecedentes sobre la estimación de biomasa y C (Figueroa, 2010; Cruz, 2007), sin embargo una de las principales limitantes en las ecuaciones utilizadas, es la sobreestimación de biomasa en árboles con diámetros normales (dn) mayores a 50 cm, debido a que para el ajuste de las ecuaciones de biomasa no se consideraron individuos con diámetros mayores a dicha dimensión. Por esta razón, el objetivo del presente trabajo fue obtener un modelo de estimación de biomasa a partir de la ecuación generada por Figueroa *et al.* (2010) a través de la inclusión de árboles de diámetros mayores a 50 cm con el fin de mejorar las estimaciones de biomasa, y estimar el contenido de biomasa en rodales bajo manejo de diferentes edades en el Ejido Tzincoatlán, Zacualtipán, Hidalgo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Ejido Tzincoatlán, ubicado en la porción sureste del municipio de Zacualtipán de Ángeles, Hidalgo. El relieve es semiplano, con cerros y llanos en una altitud promedio de 2050 m y pendientes de 0 a 25%. Colinda al Norte con la carretera a Tlahuelompa, al Sur con el Ejido Atopixco, al Este con el Ejido El Reparó y al Oeste con los predios Tlatoxca, San Miguel Ferrería y Tlachique. El terreno se caracteriza por presentar una topografía accidentada con pequeñas mesetas en las partes altas (Cruz, 2007).

De acuerdo a la Clasificación climática de Köppen modificada por García (2004), el clima es C(fm) templado sub-húmedo con lluvias la mayor parte del año. La temperatura media anual es de 14 °C y la precipitación anual de 2047 mm (Avilés, 2005).

Determinación de biomasa por árbol

La biomasa se determinó mediante un muestreo destructivo de 25 árboles seleccionados de acuerdo al intervalo de tamaños (diámetro normal) existentes en los rodales. Se midió el diámetro normal de los árboles en pie con cinta diamétrica y posteriormente fueron derribados. Una vez derribado el árbol, se midió la altura total y el fuste fue seccionado en trozas de dimensiones comerciales que variaron de 1.27 a 2.55 m. La copa del árbol fue seccionada en tres partes iguales, por lo que la longitud de cada sección estuvo en función del tamaño de dicha estructura.

Posteriormente se realizó la separación de componentes estructurales (ramas, follaje y fuste con corteza), por sección de la copa en los dos primeros componentes y por troza en el fuste. Se obtuvo el peso fresco en campo en una báscula marca Token con plataforma con capacidad de 1000 kg y una precisión de 1 kg. Se obtuvieron de tres a cuatro rodajas de 5 cm de grosor por árbol, una rodaja de la

primera troza, una de la troza media y una o dos en las últimas trozas. Se removió la corteza de las rodajas y se obtuvo el peso fresco de las rodajas y de la corteza removida.

Para el componente de ramas se obtuvieron tres muestras de ramas y tres muestras de ramillas por cada sección de la copa, resultando 9 muestras de ramas y 9 de ramillas por árbol. De forma similar, se colectaron 3 muestras de follaje por cada sección de la copa (9 por árbol).

En total se obtuvieron 63 muestras de follaje, 63 muestras de ramas, 63 muestras de ramillas, 24 muestras de corteza y 24 rodajas. Las muestras se trasladaron al laboratorio para su secado hasta peso constante en una estufa de circulación forzada a 70 °C.

Con el peso fresco y el peso seco de las muestras se obtuvo el contenido de humedad y el factor de la relación peso seco: peso fresco de la muestra tomada de cada componente (fuste, corteza, ramas, ramillas y follaje) del árbol. El factor resultante y el peso fresco se utilizaron para obtener la biomasa total de cada componente. La biomasa de ramas fue la suma de ramas y ramillas. La suma de la biomasa total del fuste (trozas), de la corteza y de la copa (ramas, follaje y ramillas), fue la biomasa aérea total de cada árbol (Figura 1).

Con los datos obtenidos de biomasa aérea total, el DN y la altura total de todos los árboles muestreados se ajustaron los modelos 1 y 2:

$$B = \beta_0 * DN^{\beta_1} * H \quad (1)$$

$$B = \beta_0 * DN^{\beta_1} * H^{\beta_2} \quad (2)$$

donde B es la biomasa total del árbol en kg, DN es el diámetro normal (cm) y H es la altura total (m) y β_0 , β_1 y β_2 fueron los parámetros estimados.

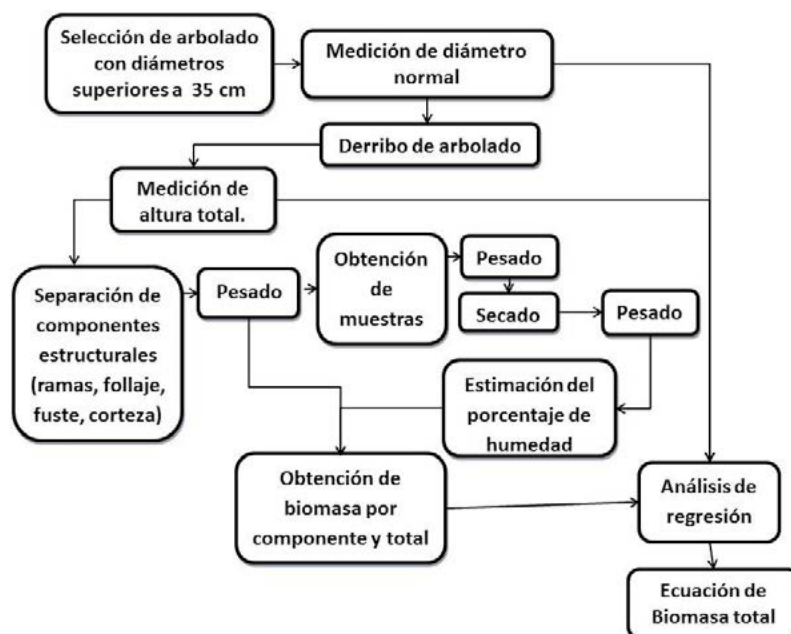


Figura 1. Diagrama de la metodología seguida para determinación de biomasa total mediante el muestreo destructivo de árboles de *Pinus patula*.

Estimación de biomasa por rodal

Se realizó un inventario en el bosque manejado de *P. patula* del ejido Tzincoatlán, el cual está rodalizado en áreas que corresponden al año en que se realizó la corta de regeneración. En cada rodal se establecieron 4 sitios de muestreo permanentes de 400 m². En cada sitio se marcaron los árboles con diámetros normales mayores a 5 cm. Se identificaron los individuos y las variables medidas a cada uno fueron DN y altura total (H).

Con los datos obtenidos se aplicaron las ecuaciones generadas para estimar la biomasa en *P. patula*. Para estimar la biomasa en especies latifoliadas se utilizó la ecuación 3 generada por Cruz (2007) para la región.

$$B = (0.000082 * DN^{1.785782} * H^{0.915827}) * 905.1358 \quad (3)$$

donde B es la biomasa total del árbol en kg, DN es el diámetro normal (cm) y H es la altura total (m) y β_0 , β_1 y β_0 fueron los parámetros estimados.

Se obtuvo la biomasa por sitio y por hectárea mediante un análisis por muestreo simple aleatorio y de manera general se realizó por muestreo estratificado.

Resultados y discusión

Estimación de la biomasa de árboles

El diámetro de los árboles muestreados varió de 2.6 a 73 cm; y la biomasa total por árbol fue de 1.35 a 4,074.6 kg (Figura 2). Se ajustaron 2 modelos en función del diámetro y altura con coeficientes de determinación de 0.929 y 0.922, sus estimadores de regresión se muestran en el Cuadro 1.

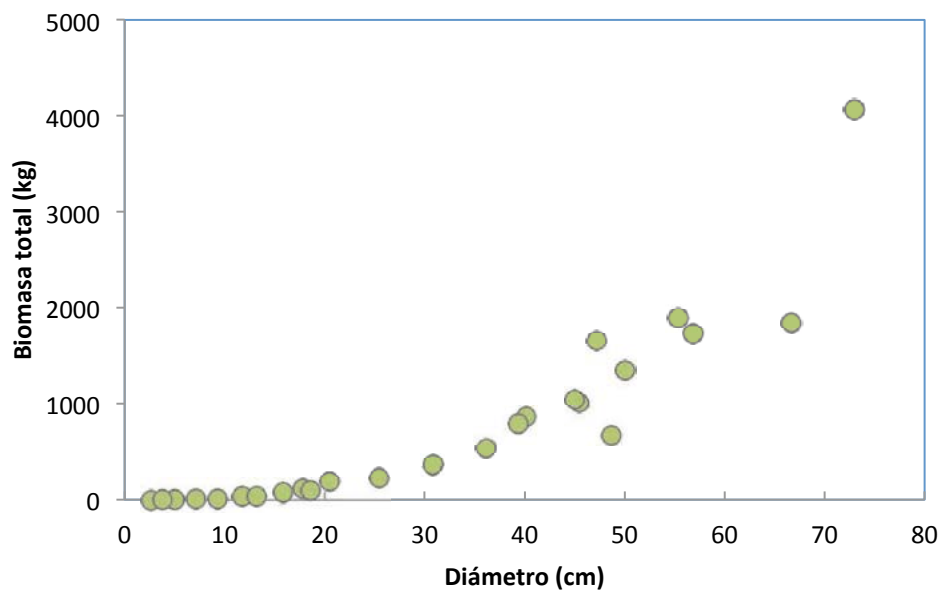


Figura 2. Dispersión de los valores de diámetros y biomasa total de árboles de *Pinus patula* muestreados en Zacualtipán, Hidalgo.

Cuadro 1. Parámetros y estimadores de regresión de las ecuaciones ajustadas para biomasa total de árboles individuales de *Pinus patula* en Zacualtipán, Hidalgo

Parámetro	Estimador	Error estándar	Valor T	PR > ITI	R ²
$B = \beta_0 * DN^{\beta_1} * H$					
β_0	0.011575	0.0106	1.09	0.2866	0.9285
β_1	2.111069	0.2229	9.47	< 0.0001	
$B = \beta_0 * DN^{\beta_1} * H^{\beta_2}$					
β_0	0.009903	0.0138	0.72	0.4804	0.9221
β_1	2.075227	0.3319	6.25	< 0.0001	
β_2	1.087196	0.5812	1.87	0.0748	

La ecuación determinada para estimar la biomasa de *P. patula*, (ecuación 4) quedó expresada como:

$$B = 0.011567 * DN^{2.111248} * H \quad (4)$$

donde B es la biomasa (kg), DN es el diámetro normal (cm) y H es la altura total (m).

El modelo predice mayor acumulación de biomasa para individuos con diámetros mayores a 50 cm. De manera general, el mayor porcentaje de biomasa se distribuye en el fuste (70%), seguido de ramas (12%). El follaje representa en el 1.6% de la biomasa total, sin embargo en árboles con dimensiones menores el follaje constituye una mayor proporción.

Estimación de biomasa por rodal

La mayor área basal y consistentemente la mayor densidad de individuos en el bosque manejado del Ejido Tzincoatlán corresponden a *Pinus patula*, seguida por *Quercus laurina* Humb et Bonpl., *Quercus excelsa* y en menor medida por *Clethra mexicana* DC.

Los resultados obtenidos reflejan una mayor acumulación de biomasa en rodales manejados con mayor edad (Figura 3), esto es similar con los dos modelos generados. Sin embargo aplicando el modelo de Figueroa *et al.* (2010), las estimaciones de biomasa por hectárea son mayores respecto a la calculada por los modelos aquí generados. Los rodales con mayor biomasa por hectárea fueron aquellos con arbolado de 21 y 22 años (119.36 y 119.01 Mg ha⁻¹ respectivamente).

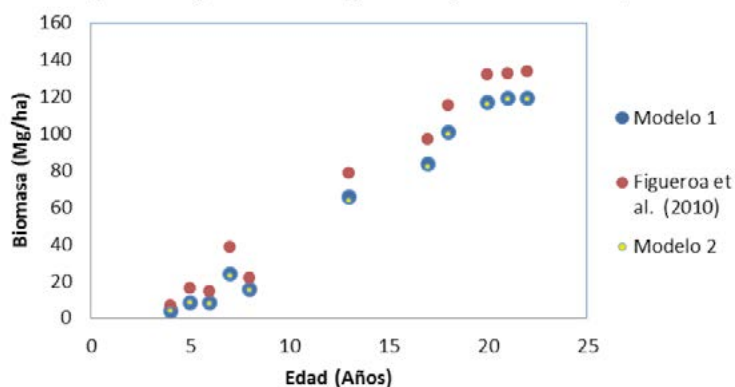


Figura 3. Biomasa por hectárea respecto a la edad del rodal en bosques de *Pinus patula* bajo manejo en el ejido Tzincoatlán, Zacualtipán, Hidalgo. El modelo 1 es el de $(B) = 0.011567 * DN^{2.111248} * H$; el modelo 2 es $B = 0.009903 * DN^{2.075227} * H^{1.087196}$; donde B es la biomasa (kg), DN es el diámetro normal (cm) y H es la altura total (m).

Con un error de muestreo de 6.7% se estimó que la biomasa promedio por hectárea en el bosque manejado del Ejido Tzincoatlán es de 57 Mg ha⁻¹, inferior a los datos reportados para el Ejido Atopixco (Cruz, 2007) lo cual se puede explicar por el aclareo intensivo en el Ejido Tzincoatlán que es evidenciado por el registro de tocones y por la corta edad del varios rodales, 5 rodales son menores a 8 años (Cuadro 2).

Cuadro 2. Biomasa de *Pinus patula* y latifoliadas por rodal en bosques manejados de Tzincoatlán, Zacualtipán

Rodal	Superficie (ha)	Edad (años)	Biomasa de <i>P. patula</i> (Mg ha ⁻¹)	Biomasa de latifoliadas (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)
1	7.4	4	3.90	0.12	4.01
2	4.73	5	8.13	0.37	8.50
3	7.43	6	7.77	0.43	8.19
4	3.91	7	22.86	1.25	24.11
5	6.13	8	15.13	0.60	15.73
6	10.26	13	63.38	2.12	65.51
7	9.7	17	81.97	1.23	83.20
8	4.99	18	99.67	1.24	100.91
9	6.22	20	115.54	1.30	116.84
10	5.19	21	118.57	0.78	119.36
11	2.49	22	118.57	0.43	119.01

Conclusiones

Se ajustaron dos modelos para la predicción de biomasa total en *P. patula* mediante la inclusión del diámetro normal y la altura total del árbol que parámetros con coeficientes altamente significativos ($p \leq 0.05$) y cuyos estimadores estadísticos permiten afirmar que las ecuaciones obtenidas son adecuadas para usarse en condiciones similares y para estimar los componentes de biomasa para *P. patula*.

La mayor acumulación de biomasa se presenta en rodales con edades de 21 y 22 años (119.36 y 119.01 ton ha⁻¹ respectivamente).

Bibliografía

- Avendaño H. D. M., M. Acosta, F. Carrillo, J. D. Etchevers. 2009. Estimación de Biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. Revista Fitotecnia Mexicana 3:233-238.
- Avilés H. V. 2005. Reservas de carbono en una Toposecuencia en el bosque de *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana*. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Benjamín O. J. A., O. Masera. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. Madera y Bosques 1:3-12.
- Cruz M. Z. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y partición de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, México.
- Díaz F. 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.
- Figueroa N. C. 2010. Almacenamiento de carbono en bosques manejados de *Pinus patula* en el Ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo de México.
- Figueroa N. C. M., G. Ángeles, A. Velázquez, H. M. De los Santos. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* schltl. et cham. En zacualtipán, hidalgo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 1:105-112.
- García E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Quinta Edición, 2004. México. 90 pp.

- IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Fourth Assessment Report. Working Group I. Intergovernmental Panel on Climate Change. 996 pp.
- Méndez G. J., S. L. Luckie, M. A. Capó, J. A. Nájera. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en Biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrabus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- 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.
- Ramírez Z. C. 2010. Contexto actual de los Inventarios Forestales nacionales en Centroamérica. Taller de expertos proyecto REDD+ para Centroamérica y República Dominicana, CCAD-GTZ. FAO. 22 pp.
- Zambrano A., F. Franquis, A. Infante. 2004. Emisión y Captura de Carbono en los Suelos en Ecosistemas Forestales. *Revista Forestal Latinoamericana* 35:11-20.



1.35 Optimization and modeling of photosynthesis in wheat: Genetic variation in light interception and radiation use efficiency

López-Castañeda Cándido^{1,2} y Reynolds Matthew P.^{2,3}

¹Posgrado en Recursos Genéticos y Productividad-Genética, Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, C.P. 56230, Municipio de Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: clc@colpos.mx

²Wheat Yield Consortium, Sustainable Modernization of Traditional Agriculture Program, CIMMYT, Mexico, D.F.

³Programa de Fisiología de Trigo, Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, Carretera México-Texcoco km.45, C.P. 56130, El Batán, Municipio de Texcoco, Estado de México.

Resumen

El presente estudio muestra resultados de (i) la exploración en la variación genética en intercepción de luz y eficiencia en el uso de la radiación, (ii) variación en atributos de las plantas relacionados con una mayor intercepción de luz y eficiencia en el uso de la radiación, y (iii) la selección de genotipos sobresalientes, utilizando características de las plantas que contribuyan a aumentar la captura de luz, la eficiencia en el uso de la radiación y el rendimiento de grano. Un resultado altamente significativo fue determinar que la variación genética en la cantidad de luz interceptada por las espigas fue de 18% a 44% de la radiación incidente durante el llenado del grano y la relación positiva entre el rendimiento de grano y la eficiencia en el uso de la radiación determinada durante el llenado del grano.

Palabras clave: *Triticum aestivum* L., biomasa, índice de cosecha, intercepción de luz, rendimiento potencial.

Abstract

This study presents results on (i) exploration of genotypic variation in radiation interception and radiation use efficiency, (ii) variation in plant attributes related to a greater light interception and radiation use efficiency and (iii) screening of outstanding genotypes, using plant characteristics that may help increase radiation interception, radiation use efficiency and so grain yield. A highly significant result is the genetic variation in light intercepted by spikes, that ranged from 18% to 44% of incident light during grain filling and the positive relationship between grain yield and radiation use efficiency determined during the grain filling period.

Key words: *Triticum aestivum* L., biomass, harvest index, light interception, yield potential.

Introduction

The process of photosynthesis is fundamental to the production of food for the human population in Mexico and in the whole world. New challenges for physiologists and plant breeders have been brought about for this 21st century, considering that the grain yield is rising at only 0.9%, with wheat production lagging behind the demands of a global populace that grows 1.5% or more annually. This is an issue particularly important for less developed countries that are vulnerable in terms of food security for three main reasons: (i) most are net importers of cereals (Dixon *et al.*, 2009); (ii) many of their national agricultural research services lack sufficient capacity for timely delivery of agricultural technologies and improved germplasm (Kosina *et al.*, 2007); and (iii) the majority are located in regions that are vulnerable to climate change (Lobell *et al.*, 2008). The average global grain yield per

unit area of wheat more than doubled in the period between 1940 and 1980 and this trend continues (Evans, 1993). This doubling of grain yield coincided with the period when the understanding of photosynthesis began and reached its greatest progress; advances in the knowledge of photosynthesis continue with renewed excitement brought on by the advances in molecular biology. However, these significant increases in grain yield have been achieved by (i) increased photosynthesis per unit land area and (ii) increased partitioning of crop biomass to the harvested product rather than a genetic increase in the rate of photosynthesis; the first has mainly been achieved by irrigation schemes and improved agronomic practices (use of inorganic fertilizers) and elevated atmosphere CO₂ concentrations, whereas the second has largely been due to plant breeding (Richards, 2000).

In recent decades internationally coordinated public wheat breeding efforts have focused on increasing resistance to diseases and abiotic stress (Braun *et al.*, 2010), efforts to raise genetic yield potential *per se* have received less attention. In fact the fundamental bottleneck to raising productivity, namely utilization of solar radiation per unit dry matter production [radiation use efficiency (RUE)], has barely changed in the modern era of wheat breeding.

Ongoing basic research in photosynthesis suggests that substantial improvements in yield are theoretically possible (Zhu *et al.*, 2010). These consider the fundamental inefficiency of carbon fixation in so-called C₃ crops (wheat, rice, beans, potatoes, and most vegetables) and compare it with that of C₄ crops (maize, sorghum, millet, sugar-cane) which show up to 50% greater RUE. In wheat, genetic modification of the enzyme responsible for C fixation—Rubisco and its regulation are major targets to improve photosynthetic efficiency (Parry *et al.*, 2007); a more ambitious approach in rice is to introduce all of the characteristics of C₄ photosynthesis (Furbank *et al.*, 2009). While increasing photosynthetic potential will require considerable research focused on cellular and subcellular processes, this must go hand in hand with genetic modification of structural and reproductive aspects of growth, since these will determine the net agronomic benefit of increased RUE in yield potential (YP) (Reynolds *et al.*, 2011). To do so, it is proposed that YP can be conveniently expressed as a function of the light intercepted by canopy (LI) and RUE, whose product is biomass, and the partitioning of biomass to yield; is the harvest index (HI):

$$YP = LI \times RUE \times HI \quad (1)$$

The increase of yield potential should come about from the increase in any one of the above indicated components. The objectives of this research work were (i) to study genetic variation in light interception (LI) and extinction coefficient (k), and (ii) to study genetic variation in grain yield and its components, and radiation use efficiency between two planting systems, and among 60 bread wheat genotypes grown in field conditions at Obregon, Sonora, Mexico.

Materials and methods

Two field experiments were conducted at CIMMYT Experiment Station, Ciudad Obregon, Sonora, Mexico in the winter-spring growing season 2010-2011. A set of 60 high-yielding genotypes of the CIMMYT Mexican Core Germplasm (CIMCOG) was chosen for the experiments. All genotypes were sown in one experiment in flat beds (8 rows wide separated at 20 cm and 5 m long) and in another experiment in raised beds (five adjacent beds with two rows separated at 20 cm and 5 m long). Seeding rates used for flat beds was 65 kg ha⁻¹ and 78 kg ha⁻¹ in raised beds. Fertilizer rates, irrigation and chemical control of weeds, pests and diseases were carried on in order to maximize yield potential in all experiments.

Light interception (LI) and above-ground biomass (BM) were determined at 40 days after seedlings emergence, booting, anthesis+7 days and physiological maturity to calculate the radiation use efficiency (RUE g MJ⁻¹) values according to equation (2):

$$\text{RUE} = (\text{BM}/(\text{SR}*\text{LI}/100)) \quad (2)$$

where, BM is the above-ground biomass(g m⁻²) produced at the different phenological stages as indicated above, SR represents the amount of solar radiation (MJ) per unit area (m²) per day (d) and LI is the percentage of light intercepted by the canopy. At anthesis+7 days, incident radiation (I_o), canopy interception (I_c), and reflected (I_r) and transmitted radiation (I_t) were determined in all genotypes. I_c was calculated as the proportion of light intercepted by the canopy after losses by reflection and transmission into the ground were subtracted according to equation (3):

$$I_c = I_o - I_r - I_t \quad (3)$$

The leaf area index (LAI) and extinction coefficient (k) were also determined at anthesis+days; the coefficient of extinction was calculated as in equation (4):

$$k = - (\ln(I_t))/\text{LAI} \quad (4)$$

where, ln is the natural logarithm of I_t and LAI is the green leaf area index.

Radiation intercepted by the canopy and its distribution into spikes and top leaves was determined in flat beds only. Plant height was used to determine the amount of light intercepted by heads, flag leaf, leaf 1 and leaf 2; plant height for each genotype was measured from the soil surface to the last spikelet in the head, ligule of flag leaf, leaf 1 and leaf 2, respectively.

At maturity, BM (g m⁻²), grain yield (GY, g m⁻²), harvest index (HI = GY/BM) and yield components, grains m⁻² (G M⁻²), heads m⁻² (H M⁻²) and grains spike⁻¹ (G S⁻¹), and RUE (gMJ⁻¹) were determined for all cultivars.

Results

Variation in grain yield, harvest index, biomass, yield components and radiation use efficiency

Variation in GY, BM, HI, grain yield components and RUE among genotypes at maturity was significant in both flat and raised beds; GY, BM, RUE and grain yield components had greater variation than HI (Table 1).

Table 1. Ranges of genetic variation (L_{ds}, P≤0.05) for grain yield and its components and radiation use efficiency in flat and raised beds at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico

Characteristic	Flat beds	Raised beds
Grain yield (g m ⁻²)	534 – 793 (83)	448 – 720 (69)
Biomass (g m ⁻²)	1212 – 1998 (220)	1105 – 1560 (153)
Harvest index	0.39 - 0.50 (0.032)	0.40 - 0.51 (0.025)
Heads M ⁻²	261 – 476 (47)	222 – 380 (40)
Grains M ⁻²	12554 – 22781 (2291)	11357 -21387 (1804)
Grains Spike ⁻¹	40 – 62 (4)	36 – 67 (5)
Radiation use efficiency (g MJ ⁻¹)	1.08- 1.68 (0.18)	0.94-1.31 (0.13)

GY was positive and significantly associated with BM and HI in flat and raised beds; genotypes with greater GY had higher BM (Figures 1a and 1b) and HI (Figures 1c and 1d). There were modern genotypes that had greater GY and BM than old varieties and cultivars released in the 70's, 80's and 90's in flat (Figure 1a) and raised beds (Figure 1b). Genotypes with high GY had also a greater HI; some modern genotypes had higher GY and HI than old varieties and varieties released in the 70's, 80's and 90's in flat (Figure 1c) and raised beds (Figure 1d). It was interesting to notice that the relationship between GY and BM (Figures 1a y 1b) was stronger than that between GY and HI in flat (Figure 1c) and raised beds (Figure 1b); GY and HI were more strongly associated in the raised beds (Figure 1d) than in flat beds (Figure 1c).

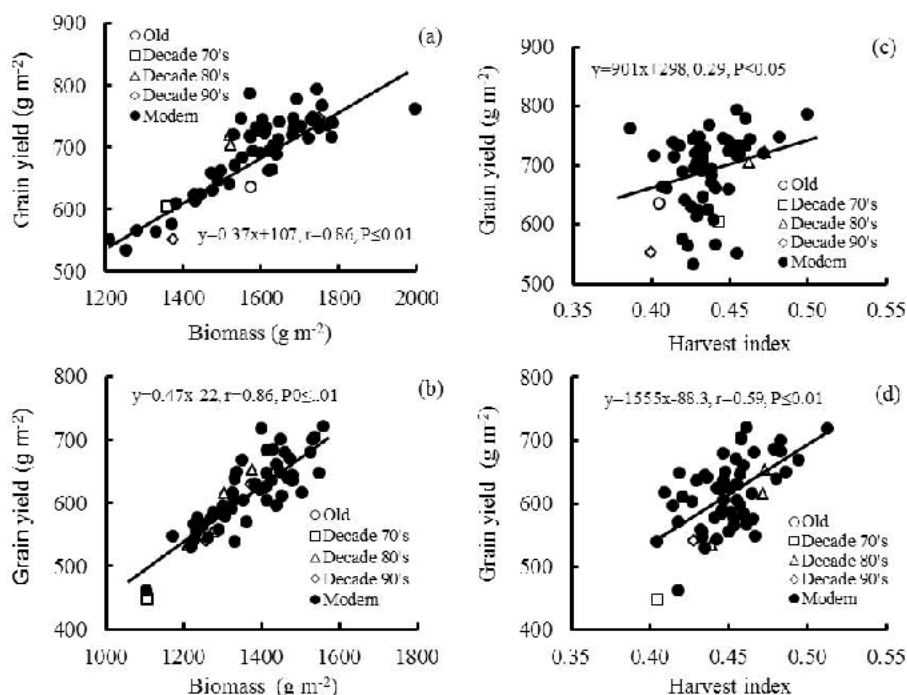


Figure 1. Relationship between grain yield and biomass at maturity in flat (a) and raised beds (b), and harvest index in flat (c) and raised beds at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico.

Relationship between grain yield and radiation use efficiency

GY was positive and significantly related to RUE determined during the grain filling period in flat (Figure 2a) and raised beds (Figure 2b). Genotypes with high RUE produced greater grain yield; most of the modern genotypes had higher GY and RUE than old varieties and varieties released in the 70's, 80's and 90's in both flat (Figure 1a) and raised beds (Figure 2b).

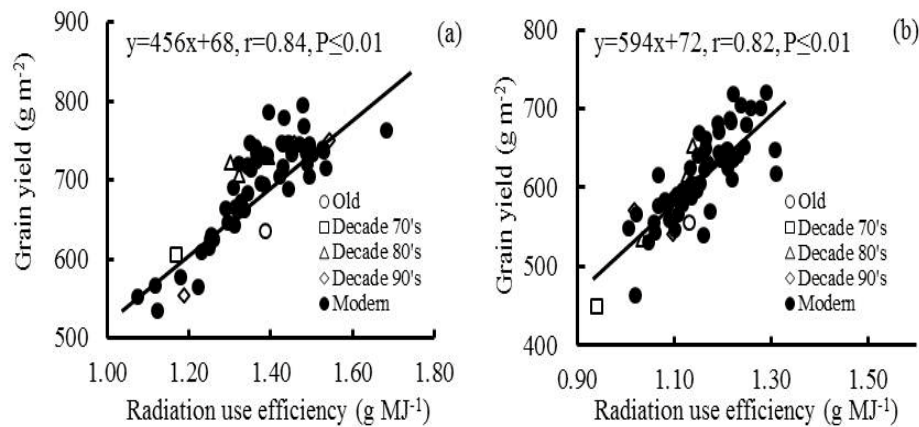


Figure 2. Relationship between grain yield and radiation use efficiency determined between anthesis and physiological maturity in flat (a) and raised beds (b) at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico.

On the other hand, RUE determined through the growing season showed that the arrangement of plants in a canopy grown in flat beds is more efficient to intercept light and produce dry matter than a canopy in raised beds; this difference was established early in the season and it was maintained through the growing season (Figure 3). RUE at 40 days after seedling emergence in flat beds was about 30% greater than RUE in raised beds; a greater capture of light by plants grown in flat beds was reflected in a larger production of biomass and radiation use efficiency, however, an increase in leaf growth in early stages of development, when it is cool and radiation is low, may help achieve a further increase in radiation interception and dry matter accumulation and so a higher RUE. If this advantage in RUE is maintained until the grain filling period, this will be reflected in a higher BM and GY.

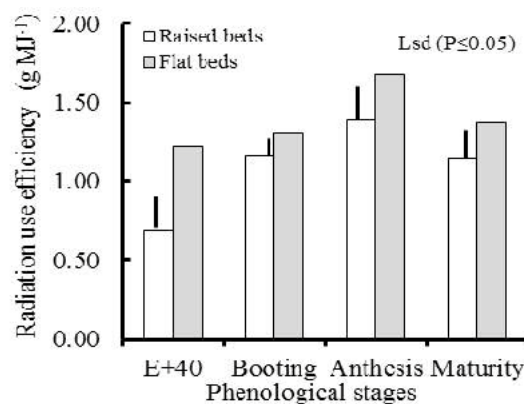


Figure 3. Radiation use efficiency at 40 days after seedling emergence, booting, anthesis and physiological maturity in flat and raised beds at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico.

Variation in radiation intercepted by canopy, head and top leaves, and coefficient of extinction

Variation in radiation intercepted by canopy between planting systems was substantial; I_c in flat beds was about 30% higher than in raised beds; this lower I_c in raised beds was due to its greater losses by I_t (Table 2).

Table 2. Incident, reflected, transmitted and intercepted radiation determined at anthesis+7 days in flat and raised beds at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico

Radiation interception	Flat beds	Raised beds
Incident radiation (I_o , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	1626 (100) *	1679 (100)*
Reflected radiation (I_r , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	81 (5)	82 (5)
Transmitted radiation (I_t , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	45 (3)	41(3)+559(32) =600(35)
Intercepted radiation by canopy (I_c , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	1508 (92)	997 (60)

*Numbers between parentheses represent the percentage of I_o .

Genetic variation in size of the green leaf area and radiation intercepted by the canopy in flat beds, determined at anthesis+7 days was narrower than genetic variation observed in raised beds (Table 3). Radiation intercepted by the canopy and its distribution into spikes and top leaves was determined in flat beds only (Table 3). Genetic variation in radiation intercepted by heads, flag leaf, leaf 1 and leaf 2 was 2.4, 3.9, 3.1 and 7.2-fold; this large genetic variation in light interception indicates the potential for increasing radiation interception during the grain filling period by selecting for specific morphological traits. The amount of light intercepted by spikes was about 30% of canopy intercepted radiation; similar percentages of radiation interception were determined for flag leaf and leaf 1 (Table 3). It is important to point out that the length of the peduncle and the internode between flag leaf and leaf 1 may play a key role in light penetration to inferior leaves during the grain filling period; these morphological characteristics of the stem architecture may explain, why flag leaf and leaf 1 may contribute with up to 60% of the radiation intercepted by the top leaves during the grain filling period.

Table 3. Percentage of radiation intercepted by canopy, plant height used to measure light interception and ranges of genetic variation (Lds, $P \leq 0.05$) for extinction coefficient, green leaf area, radiation intercepted by canopy, heads, flag leaf, leaf 1 and leaf 2 in flat and raised beds at CIMCOG, winter-spring 2010-11. Obregon, Sonora, Mexico

Radiation interception	Flat beds			Raised beds
	(%)	Height* (cm)	Ranges	Ranges
Extinction coefficient	-	-	0.10-0.42(0.21)	0.07-0.57(0.14)
Green leaf area index	-	-	3.6-5.8(1.1)	2.3-4.9(1.3)
Intercepted radiation by canopy ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	1508 (92)	-	72-99(16)	36-83(27)
Heads ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	462 (28)	89	18.3 - 43.7(18.5)	-
Flag leaf ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	442 (27)	73(16)	11.7 - 46.3(23.4)	-
Leaf 1 (Flag leaf-1, $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	436 (27)	49(24)	12.7 - 39.0(13.9)	-
Leaf 2 (Flag leaf-2, $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	168 (10)	32(16)	3.0 - 21.7(8.2)	-

*Plant height used to determine radiation intercepted by heads, flag leaf, leaf 1 and leaf 2 was measured from soil surface to the last spikelet in the head, ligule of flag leaf, leaf 1 and leaf 2, respectively. The numbers in parentheses in the plant height column, represent the internode length between the spikes base and flag leaf ligule, flag leaf ligule and leaf 1 ligule and leaf 1 ligule and leaf 2 ligule, respectively.

Discussion

The optimization of photosynthesis in wheat could be achieved by using photosynthesis models that allow identify key factors that determine genetic variation in LI, BM accumulation and RUE. Available experimental evidence suggests that in the major grain crops like wheat, capacity for photosynthesis by anthesis is high and that photosynthesis is not limiting during the grain filling period. To use this surplus capacity it is suggested that carbon and nitrogen partitioning to the reproductive structures be



increased so as to establish a high potential grain number and the potential for a large grain size (Richards, 2000). In the present research work activities were focused on the responses of a group of wheat lines to different plant systems and also to identify physiological and morphological traits that may help increase LI, BM production and RUE, and so GY.

The planting systems used in these studies had a huge effect in most of measured morphological and physiological traits; GY, BM, $H M^{-2}$, GM^{-2} , GS^{-1} and RUE in flat beds were 12, 14, 12, 15, 3 and 13% higher than in raised beds. Fischer *et al.* (2005) also observed that GY in flat beds was 12% higher than in raised beds in northwestern Mexico; this difference in grain yield was ascribed to differences in the time to reach 95% of light interception; Bacanora 88 and Opata 85, two bread wheat cultivars reached 95% light capture around 30 days before anthesis in raised beds with rows separated at 20, 20 cm and when they were planted in raised beds with rows separated at 20, 50 cm, these cultivars reached 95% of light intercepted almost at anthesis; the relative difference in light capture between planting systems was approximately equal to that in grain yield, supporting the idea that lost photosynthetically active radiation was the reason for the yield loss in beds under the experimental conditions used for these studies (Fischer *et al.*, 2005). The positive relationship between GY and BM was stronger than the relation between GY and HI in both flat and raised beds; this stronger relationship between GY and BM in flat beds suggests that the arrangement of the canopy in flat beds reduces the presence of gaps between rows of plants and this may help increase LI and so, BM production as compared with plants grown in raised beds. It is interesting to point out that in wheat, most of the increase in grain yield has been achieved through an increase in harvest index rather than increases in above-ground biomass, although there is some evidence for an increased biomass in most favorable environments (Austin *et al.*, 1989). There was a significant and positive relationship between GY and RUE; this suggests that the increase in GY by selection in the breeding program at CIMMYT (Mexico) has come about from a significant increase in BM accumulation and crop RUE. Reynolds *et al.* (2011) have pointed out that an increase in yield potential may arise from an increase in any of canopy light interception, radiation use efficiency and/or harvest index. A rapid leaf area development early in the season may help display a photosynthetic machinery that quickly increases LI and dry matter accumulation and so RUE. There are several ways to improve LI during the early development period of wheat; among the most important plant traits there are: large coleoptile tillers, broad seedling leaves, fast seedling emergence rates and quick leaf expansion rates (Richards, 2000). It is worthwhile to indicate that most of experimental lines used in the present study, showed the presence of coleoptile tillers in the early seedling stages (data not shown).

Studies continue to further identify plant traits that may help increase early canopy growth when it is cool and leaf area development and light interception are slow due to cool conditions. Also, the utilization of some plant traits identified at this stage, namely radiation interception by heads, flag leaf and leaf 1, may result in the selection of genotypes with higher radiation interception, BM, RUE and so GY.

Conclusions

The grain yield, biomass, radiation use efficiency and yield components in the plants grown in flat beds were greater than in raised beds. The higher biomass and grain yield of plants grown in flat beds came about from a greater light interception by the canopy; light interception in flat beds was 32% greater than in raised beds; genetic variation among genotypes in raised beds was wider than in flat beds. A very important issue was to determine that the light interception by heads represented about 30% of the canopy light interception in flat beds and it was similar to that of the flag leaf and leaf 1. Genetic variation in the extinction coefficient in flat beds was wider than variation in raised beds. The

length of peduncle and the length of internode for leaf 1 seemed to be important to allow a greater light penetration down into the canopy. Leaf area index in flat beds was greater than raised beds; specific leaf mass as a rough estimate of photosynthesis rate was lower in top leaves of flat beds than raised beds. Grain yield was positively related to biomass and harvest index; genotypes with high biomass and harvest index had greater grain yield. Grain yield was also positively associated with radiation use efficiency determined during the grain filling period; cultivars that had high radiation use efficiency also had greater grain yield.

Bibliography

- Austin R. B., A. Ford, C. L. Morgan. 1989. Genetic improvement in the yield of winter wheat: a further evaluation. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 112:295-301.
- Braun H. J., G. Atlin, T. Payne. 2010. Multi-location testing as a tool to identify plant response to global climate change. *In: Reynolds MP, ed. Climate change and crop production. Wallingford, UK: CABIPublishers. pp. 115-138.*
- Dixon J., H. J. Braun, P. Kosina, J. Crouch. 2009. Wheat facts and futures. Mexico, DF: CIMMYT.
- Evans L. T. 1993. *Crop evolution, adaptation and yield. New York: Cambridge University Press. 500 pp.*
- Fischer R. A., K. Sayre, I. Ortiz-Monasterio. 2005. The effect of raised bed planting in irrigated wheat yield as influenced by variety and row spacing. *In: Evaluation and performance of permanent raised bed cropping systems in Asia, Australia and Mexico. Roth, C.A., Fischer, R.A. and Meisner, C.A. (eds.). ACIAR Proceedings No. PR 121. pp. 1-11.*
- Furbank R. T., S. von Caemmerer, J. Sheehy, G. Edwards. 2009. C4 rice: a challenge for plant phenomics. *Functional Plant Biology* 36:845-856.
- Kosina P., M. P. Reynolds, J. Dixon, A. K. Joshi. 2007. Stakeholder perception of wheat production constraints, capacity building needs, and research partnerships in developing countries. *Euphytica* 157:475-483.
- Lobell D. B., M. B. Burke, C. Tebaldi, M. D. Mastrandrea, W. P. Falcon, R. L. Naylor. 2008. Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030. *Science* 319:607-610.
- Parry M. A. J., P. J. Madgwick, J. F. C. Carvalho, P. J. Andralojc. 2007. Prospects for increasing photosynthesis by overcoming the limitations of Rubisco. *Journal of Agricultural Science* 145:31-43.
- Reynolds M. P., D. Bonnett, S. C. Chapman, R. T. Furbank, Y. Manès, D. E. Mather, M. A. J. Parry. 2011. Raising yield potential of wheat. I. Overview of a Consortium approach and breeding strategies. *Journal of Experimental Botany* 62:439-452.
- Richards R. A. 2000. Selectable traits to increase crop photosynthesis and yield of grain crops. *Journal of Experimental Botany* 51:447-458.
- Zhu X. G., S. P. Long, D. R. Ort. 2010. Improving photosynthetic efficiency for greater yield. *Annual Review of Plant Biology* 61:235-261.



1.36 Estimación de los cambios de carbono orgánico del suelo en sistemas con higuierilla (*Ricinus communis* L.)

González-Molina L.¹ y Báez-Pérez A.²

¹INIFAP, 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

²INIFAP, Campo Experimental Bajío, Km. 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, C.P. 38110, AP 112, Celaya - Guanajuato, México.

Resumen

La estimación de los cambios del carbono orgánico del suelo (COS) se dificulta debido a la falta información temporal del COS en experimentos de larga duración. El presente estudio se llevó a cabo en Zaachila, Oaxaca con el propósito de estimar los cambios del COS debido al cambio de uso de suelo del sistema tradicional asociación maíz calabaza T(M+C) a sistemas con higuierilla: multiestratos (MUL), callejones (CALL) y monocultivo higuierilla (HIG) usando escasa información mediante tres procedimientos. Los procedimientos usados fueron los siguientes: (1) la diferencia entre COS medido en el sistema tradicional y los sistemas MUL, CALL e HIG, divididas por el tiempo de conversión de COS obtenido de la información de la historia del uso de suelo correspondiente; (2) similar al apartado 1, pero usando el tiempo de conversión de COS estimado con el procedimiento de Jenkinson y Rayner (1977); y (3) usando la información de la simulación de los escenarios de cambio de uso suelo obtenidos con el modelo RothC. Al comparar los resultados de los procedimientos 1 y 2 se obtuvo un coeficiente de determinación de 0.76 y al comparar el 1 y 3 se obtuvo 0.52. Los resultados indicaron que los cambios del COS estimados con los procedimientos 1 y 2 pueden usarse para hacer estimaciones puntuales mientras que las simulaciones obtenidas con el RothC dan información acerca de las tendencias de los cambios de COS en el tiempo.

Palabras clave: secuestro de carbono en el suelo, cambio de uso de suelo, plantas biocombustibles.

Abstract

Estimation of changes in soil organic carbon (SOC) is difficult due to the lack of temporal information on SOC in long-term experiments. This study was conducted in Zaachila, Oaxaca, to estimate changes in SOC due to land use change from a traditional system of maize-squash association T(M+C) to systems with castor bean: multi-layered (MUL), alleys (CALL), and castor bean mono-cropping (HIG). Scarce information was used with three procedures: (1) SOC difference between the traditional system and the three castor bean systems, divided by SOC conversion time obtained from information on the history of corresponding land use; (2) similar to (1) but using SOC conversion time estimated with the Jenkinson and Rayner (1977) procedure; and (3) using information from land use change simulation scenarios obtained with the RothC model. Comparison of results of procedures 1 and 2 yielded a coefficient of determination of 0.76, while the comparison of procedures 1 and 3 resulted in a coefficient of 0.52. These results indicate that SOC changes estimated with procedures 1 and 2 can be used to make exact estimations, while the simulations obtained with RothC yield information on trends in SOC changes over time.

Key words: soil carbon sequestration, land use change, bio-fuel plants.

Introducción

La escasez de datos de COS en experimentos de larga duración hace difícil la estimación temporal del almacenamiento o pérdida de C en el suelo (Kaonga y Coleman, 2008). En el caso de México de acuerdo con González *et al.* (2011) estos experimentos son de corta duración (< 20 años) por lo que el uso de modelos de simulación del COS es útil en la predicción de los cambios del COS.

Con base en una revisión de literatura previa, en el caso de la higuera se encontró que la información referente al secuestro de C en el suelo y el contenido de C en su biomasa aérea y subterránea se desconoce. En Oaxaca el cultivo de higuera en los años 80's de 10 000 ha disminuyó a 3600 ha en los 90's (Arredondo, 2004) y en el caso de Zaachila, Oaxaca es tradicionalmente cultivada por los campesinos hace más de 40 años.

El presente estudio se condujo en Zaachila, Oaxaca con el propósito de estimar los cambios del COS debidos al cambio de uso de suelo del sistema tradicional asociación maíz calabaza T(M+C) a los sistemas con el cultivo de higuera: multiestratos (MUL), callejones (CALL) y monocultivo de higuera: (HIG) usando tres procedimientos de cálculo.

Materiales y métodos

Las parcelas experimentales se ubican en la comunidad de Santa María Roaló del Municipio de Zaachila, Valles Centrales de Oaxaca y son parte del Proyecto Nacional de Biocombustibles. Los sitios de estudio se localizan en las coordenadas geográficas 16° 54' N, 96° 46' O y 16° 55' N, 96° 46' O a 1490 m, presentan una precipitación anual promedio aproximadamente de 744 mm y temperatura de 20 °C (CNA, 2011). El suelo es Regosol eútrico de textura gruesa (INIFAP-CONABIO, 1995). El pH y el contenido promedio de COS (%), N total (%), P-Olsen (%) y K (meq/100g) obtenidos en el presente estudio fueron: 6.6, 1.2, 0.05, 0.34 y 0.37, respectivamente.

Los sistemas con higuera fueron: (1) tradicional T(M+C) se compone de los cultivos maíz intercalado con calabaza (M+C); (2) multiestratos (MUL) establecido con los cultivos de higuera (*Ricinus communis* L.), calabaza (*Cucurbita* sp.) y maíz (*Zea mays* L.), el arreglo de las hileras fue: maíz, calabaza, maíz e higuera y así sucesivamente, la distancia entre plantas de higuera de 1.5 m; (3) monocultivo de higuera (HIG), se cultiva a una distancia de 1.5 m entre plantas con una edad de 24 meses de establecida; y (4) callejones (CALL), se cultivan dos hileras de maíz por una de higuera y así sucesivamente.

La medición directa del COS se llevó a cabo en forma similar al método descrito por Monreal *et al.* (2005) en el incremento de profundidad 0-20 cm y el acumulado 0-40 cm. y presentó las etapas siguientes: (1) Obtención de la muestra. Se tomaron cuatro muestras por parcela en un diseño experimental completamente al azar. El muestreo se realizó en la profundidad 0-20 cm con una barrena de 4.8 cm de diámetro. También se tomaron muestras en los incrementos de profundidad 0-20, 20-40 y 40-60 por sistema. (2) Preparación de la muestra. Las muestras de suelo se secaron al aire, después de registrar su peso, con auxilio de unas pinzas se retiraron: raíces, restos vegetales y animales visibles al ojo desnudo y se tamizaron a 2 mm. (3) Determinación de la densidad aparente (D_a): relación entre el peso del suelo seco y el volumen del suelo. El peso de suelo seco fue el suelo sin considerar el peso de los residuos vegetales (RVs) y piedras y el volumen del suelo se calculó después de eliminar el volumen de RVs y piedras. (4) Determinación analítica del C. La concentración de COS de una submuestra se midió por combustión seca, en un analizador automático de C: Shimadzu TOC 5000. (4) Cálculo del COS (Mg ha^{-1}) se expresó como el producto de la D_a (g cm^{-3}).

Los cambios de COS se estimaron con tres procedimientos: (1) la diferencia entre COS medido en el sistema tradicional y los sistemas MUL, CALL e HIG, divididas por el tiempo de conversión de

COS obtenido de la información de la historia del uso de suelo correspondiente; (2) similar al apartado 1, pero usando el tiempo de conversión de COS estimado con el procedimiento de Jenkinson y Rayner (1977); y (3) usando la información de la simulación de los escenarios de cambio de uso suelo obtenidos con el modelo RothC.

El modelo RothC, se describe en detalle en el trabajo de Coleman y Jenkinson (2005). Según estos autores es un modelo de múltiples compartimentos, el COS se divide en cuatro compartimentos activos y uno pasivo: (1) Material vegetal de fácil descomposición (MVF, 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 (5) Materia orgánica inerte (compartimento pasivo) (MOI, con una duración en el suelo de 1980 años).

El procedimiento de simulación con RothC se desarrolló en dos etapas: inicialización y elaboración de escenarios de C. En ambas etapas se usaron los archivos de clima-suelo y de manejo de suelo correspondientes. La inicialización consistió en obtener el contenido inicial C de los compartimentos activos en los sistemas de estudio en la condición de equilibrio. Se asumió que los suelos del presente estudio estuvieron en la condición de equilibrio de acuerdo con Nieto *et al.* (2010) quien menciona que los suelos que han permanecido con uso de suelo por más de 30 años alcanzan la condición de equilibrio. El estado de equilibrio de estos suelos se asumió considerando la información de uso de suelo de la cartografía del INEGI con fecha de vuelo entre marzo de 1979 y marzo de 1980 y la comunicación personal de los agricultores que indicó que las parcelas en estudio han sido cultivadas con la asociación maíz-calabaza desde hace más de 40 años. El RothC se ejecutó iterativamente 10 000 años atrás con el valor de C de la MOI, la relación MVF/MVR y la entrada de C al suelo de los RVs medidos en el sistema T(M+C). Se elaboraron escenarios del periodo de 1980 hasta 2040 con base en la información de historia de uso del suelo y archivos de manejo del suelo generados para cada sistema. Los escenarios fueron los siguientes: (1) T(M+C): el sistema T(M+C) se mantuvo sin cambio de 1980-2040; (2) MUL: el sistema T(M+C) se simuló de 1980 a 2004 y cambio a MUL en 2005; (3) HIG: el sistema T(M+C) se simuló de 1980 a 2007 y cambio a HIG en 2008; y (4) el sistema T(M+C) se simuló de 1980 a 2004 y cambio a CALL en 2005 (Cuadro 1).

Datos de entrada al RothC. (1) Climáticos: temperatura, precipitación y evaporación promedios mensuales, corresponden al periodo 1971-2000 de la Estación Zimatlán de Álvarez (Núm. 20209) (CNA, 2011). (2) Edáficos: el COS en 2011 se midió en los sistemas T(M+C), HIG y MUL, en el caso del sistema CALL no se tuvieron mediciones de COS, la profundidad de muestreo y porcentaje de arcilla. (3) Manejo del suelo y cultivo: los RVs, como entrada de C al suelo en cada sistema fueron medidos en los cuatro sistemas; los meses con cobertura del suelo. El número de meses con cobertura vegetal del suelo fue de 12 meses en MUL e HIG y de 7 meses en T (M+C). (4) Asumidos por el modelo: la relación MVD/MVR en los cuatro escenarios fue de 1.44 (no se consideró de 0.25 para el escenario de HIG como lo considera el RothC para especies arbustivas debido a que esta especie se corta cada 2 o 3 años para renovar la producción de su semilla; el valor de la MOI fue el promedio obtenido en los puntos de muestreo con el uso de la ecuación de Falloon *et al.* (1998).

Entrada de residuos vegetales al suelo (Cuadro 1). Los RVs de la superficie del suelo fueron los colectados dentro de un aro con diámetro igual 52 cm y la entrada total de RVs (Mg ha^{-1}) fue el promedio de tres muestreos colectados. En el cultivo de maíz, los RVs aéreos y subterráneos se determinaron considerando un índice de cosecha de 0.4 y un rendimiento de grano 1.5 Mg ha^{-1} con base en los estudios de Ruíz (1988). Las raíces se estimaron como 15% de la BA (Kuzyakov y Domanski, 2000) y los restos de la cosecha anterior fue un 18% de la BA (Pérez *et al.*, 2000). En higuierilla, los RVs que entran al suelo fueron la raíz y la hojarasca medido en plantas con tiempo de establecimiento de 6 y 24 meses. En el caso del cultivo de calabaza y otras hierbas, se consideró que

los RVs aéreos del cultivo de calabaza hierbas estuvieron incluidos en lo cuantificado dentro del aro. Los RVs subterráneos se calcularon de las raíces que se retiraron de las muestras de suelo.

Análisis estadístico. Se realizó un análisis de regresión lineal simple con los resultados de los tres procedimientos. Los valores de concentración C en las estructuras de la higuierilla (raíz, hoja, peciolo, ramas, tallo y mazorca) se sometieron a una prueba de t.

Cuadro 1. Aporte carbono (C, t/ha⁻¹) de residuos vegetales de los cultivos que integran los sistemas con higuierilla, usados en la simulación los cambios de COS (1980–2040) con RothC

Sistema ⁽¹⁾	Maíz		Higuierilla	Cultivos+herbáceas		Total
	Raíz	Aéreo	Raíz y hojarasca	Raíz	Aéreo	
-----Carbono t/ha ⁻¹ -----						
TMC	0.42	0.51		0.01	1.20	2.10
MUL	0.42	0.51	0.21	0.05	2.80	3.98
HIG			1.00	0.01	4.00	5.01
CALL	0.42	0.51	0.21	0.01	2.30	3.40

⁽¹⁾TMC, sistema tradicional de la asociación maíz-calabaza; MUL, multiestratos; HIG, monocultivo de higuierilla; y CALL, callejones.

Resultados y discusión

Las concentraciones de C (%) promedio de las estructuras vegetales en las plantas de higuierilla de 6 y 24 meses edad se indican en la Figura 1. Según la prueba de t las concentraciones de C no presentaron diferencias estadísticas significativas al comparar los valores de C de una misma estructura en las plantas. La concentración promedio de C en las estructuras fue de 41%, la concentración más alta de C se presentó en las hojas y la más baja en el peciolo. Los resultados de la concentración de C más alta presentada en las hojas higuierilla (43%) fue similar al estudio reportado por Figueroa (2001) en diferentes especies arbóreas, donde las concentraciones de C fueron más altas en las hojas más ramas que en las rodajas de troncos. De acuerdo Watson y Casper (1984) las hojas son el camino por el cual el C entra en la planta, además de llevarse a cabo en ellas el proceso de la fotosíntesis.

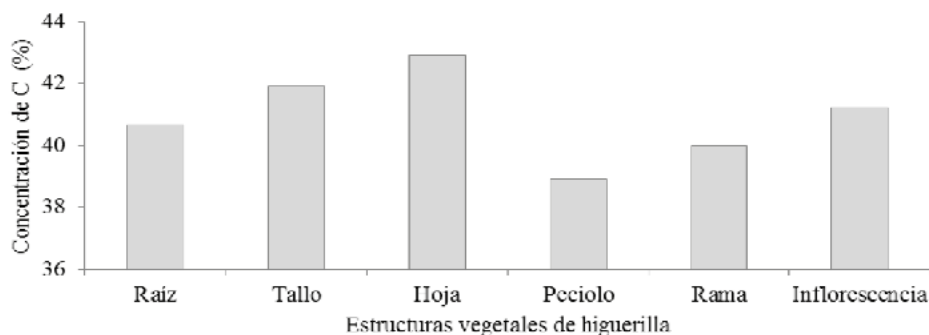


Figura 1. Concentración de C promedio (%) en las estructuras vegetales de plantas higuierilla de 6 y 18 meses de edad.

El COS medido en los sistemas con higuierilla, para las profundidades de suelo 0–20, y 0–40 cm, se presenta en el Cuadro 2. El sistema HIG tuvo los valores más altos de COS, seguido de los sistemas MUL y TMC, y la misma tendencia se encontró con respecto a la entrada de RV medidos al suelo (Cuadro 2). Estos resultados fueron similares a los de Powlson *et al.* (2011), quienes, al comparar el

efecto de adición y no adición de rastrojo en 23 experimentos de larga duración, encontraron que la tendencia general fue un incremento en las concentraciones de C del suelo por la incorporación de residuos vegetales.

Cuadro 2. COS medido en los sistemas de estudio en la profundidad de suelo: 0-20 y 20-40 cm

Sistemas [‡] /COS	COS _{0-20 cm}		COS _{20-40cm}	
	Media*	D.E.	Media	D.E.
T(M+C)	18	6	20	7
MUL	23	3	21	5
HIG	24	5	21	6

[‡]T(M+C)=sistema tradicional asociación maíz calabaza; MUL=multiestratos; HIG=monocultivo de higuera.

En la Figura 2 a y b, se muestra el ajuste entre procedimientos entre 1 y 2 (a) y entre 2 y 3. En el primer procedimiento se pueden presentar errores en los tiempos en que se efectúan los cambios de uso de suelo, que puede conducir a errores más grandes en la entrada anual de residuos vegetales (RVs). En el segundo procedimiento de acuerdo con Jenkinson y Rayner (1977) el tiempo de conversión del C se refiere a una estimación gruesa o total y va a depender de la correcta medición tanto de la entrada anual de RVs como del COS total en el tiempo. Jenkinson *et al.* (1999) reportó que los tiempos de conversión encontrados con este método han sido consistentes con las condiciones climáticas y de manejo del suelo, así en sitios tropicales de Siria en una savana y en Zambia en un sitio forestal se encontraron menores tiempos de conversión que en pastizales templados de Inglaterra. Con respecto al tercer procedimiento, los cambios de COS obtenidos con el RothC son menores que los obtenidos en los procedimientos anteriores y pueden explicarse porque el RothC asume tasas de descomposición constantes en los compartimentos activos con base al tiempo en el que permanecen en el suelo y estas tasas son alteradas al multiplicarse por uno más factores modificadores como la temperatura o la humedad del suelo, por ejemplo la descomposición se acelera como la temperatura aumenta y se retarda como la humedad del suelo disminuye según Jenkinson (1990).

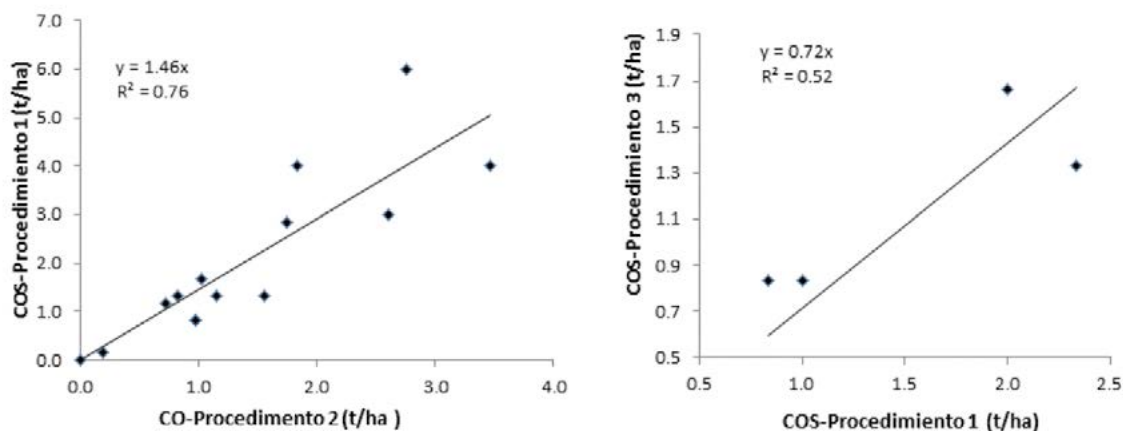


Figura 2. Comparación de estimaciones de los cambios de COS con tres procedimientos: (1) la diferencia entre COS medido en el sistema tradicional y los sistemas MUL, CALL e HIG, divididas por el tiempo de conversión de COS obtenido de la información de la historia del uso de suelo correspondiente; (2) similar al apartado 1, pero usando el tiempo de conversión de COS según Jenkinson y Rayner (1977); y (3) con la información de la simulación de los escenarios de cambio de uso suelo obtenidos con el modelo RothC.

Conclusiones

Los resultados indicaron que los cambios del COS estimados con los procedimientos 1 y 2 pueden usarse para hacer estimaciones indistintamente mientras que las simulaciones obtenidas con el RothC dan información acerca de las tendencias de los cambios de COS en el tiempo considerando el cambio de uso del sistema tradicional a otros mejorados con higuierilla y la entrada de RVs medidos.

Bibliografía

- Arredondo V. C. 2004. Evaluación de componentes tecnológicos para la producción de higuierilla *Ricinus communis* L. en Valles Centrales de Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo* 2:5-16.
- Coleman K., D. Jenkinson. 2005. ROTHC-26.3. A model for the turnover of carbon in soil model description and windows users guide. IACR–Rothamsted. 43 pp.
- CNA. 2011. Estación: 00020209 Zimatlán de Álvarez. Normales Climatológicas 1971-2000. Consultado en: <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/oax/NORMAL20209.TXT>>. Fecha de consulta 4 enero de 2011.
- 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.
- Figueroa N. 2001. Comparación de la concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- González L., J. D. Etchevers, F. Paz, H. Díaz, M. Fuentes, S. Covalada, M. Pando. 2011. Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *Journal of Agricultural Science* 149:415-425.
- INIFAP-CONABIO. 1995. Mapa edafológico. Escalas 1:250 000 y 1:1 000 000. México.
- Jenkinson D. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions Royal Society* 329:361-368.
- Jenkinson D., H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123:298-305.
- Jenkinson D., J. Meredith, J. Kinyamario, G. P. Warren, M. Wong, D. Harkness, R. Bol, K. Coleman. 1999. Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology* 80:2762-2773.
- Kaonga M. L., K. Coleman. 2008. Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management* 256:1160-1166.
- Kuzyakov Y., G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. *Review Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:421-431.
- 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.
- 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.
- Pérez O. A., J. D. Etchevers, H. Navarro, R. Núñez. 2000. Aporte de los residuos del cultivo anterior al reservorio de nitrógeno en tepetates. *Agrociencia* 34:115-125.
- Powlson D. S., M. J. Glendining, K. Coleman, A. P. Whitmore. 2011. Implications for soil properties of removing cereal straw: results from long-term studies. *Agronomy Journal* 103:279-289.
- Ruíz V. J. 1998. Zonificación agroecológica del maíz de temporal en los Valles Centrales de Oaxaca. I. Determinación del potencial productivo. *Terra Latinoamericana* 16:269-275.
- Watson M. A., B. B. Casper. 1984. Morphogenetic constraints on patterns of carbon distribution in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:233-258.



1.37 Estimación de la distribución espacial de la biomasa forestal en la península de Yucatán, usando percepción remota y datos de campo

Valle-Huchim Rodrigo J.¹; Hernández-Stefanoni José L.¹ y Castillo-Santiago Miguel A.²

¹Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Calle 43 N° 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, 97200 Mérida, Yuc., México. Autor para correspondencia: biopeninsula@hotmail.com

²Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística, El Colegio de la Frontera Sur, Carr. Panam. y Perif. Sur s/n, C. P. 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Resumen

La pérdida de cobertura vegetal propiciada por fenómenos naturales, así como la fragmentación, degradación (propiciada en una mayor medida por las acciones del hombre), están ocasionando que los ecosistemas pierdan su capacidad de regular y mantener muchos de los procesos ecológicos presentes, tales como la fijación natural del dióxido de carbono (CO₂) por la vegetación. Esta pérdida de cobertura ocasiona un aumento del gas (CO₂) en la atmósfera contribuyendo al calentamiento global. La cuantificación a gran escala de la biomasa mediante métodos fiables es una necesidad la cual actualmente esta siendo probada a través de métodos de percepción remota con base en estimaciones de campo obtenidos de inventarios forestales.

Palabras clave: carbono, cálculo de biomasa, regresión lineal múltiple.

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂), es la forma no orgánica del carbono presente en la atmósfera (Ricklefs, 2001), y es uno de los principales gases de efecto invernadero, que de manera natural regulan la temperatura en la atmósfera (FAO, 2010). Actualmente el aumento desmesurado de éste gas (producido principalmente por la acción humana), ha modificado negativamente el efecto invernadero, contribuyendo con esto al llamado calentamiento global. (FAO, 2010). Los bosques como un sistema natural complejo contribuyen a mitigar el cambio climático global al almacenar carbono en el suelo y en la vegetación, en forma de biomasa ya que se estima que el 50% del peso seco de esta es carbono. Por consiguiente el cuantificar la biomasa, así como sus cambios en los sistemas forestales se vuelve una tarea necesaria.

El uso de ecuaciones alométricas, que relacionan variables cuantitativas de difícil medición (volumen de madera, biomasa), y otras que son más fáciles de medir en campo (diámetro a la altura del pecho, altura, diámetro de copa, etc.), agiliza la cuantificación de biomasa (Gibbs *et al.* 2007). Para bosques tropicales secos de la P. Y., se han desarrollado algunas ecuaciones alométricas para árboles ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho, como la ecuación modificada por Urquiza *et al.* (2007), y tiene como fin, incluir el efecto de la densidad de madera como un factor de multiplicación (en esta ecuación la biomasa esta dada en Kg de peso seco). En el caso de los árboles < 10 cm y > 1 cm se ha utilizado la ecuación desarrollada para un bosque tropical en Veracruz, la cual fue modificada por Chave *et al.* (2003), agregándole también la densidad específica de la madera, que se obtiene a partir de muestras de madera a las que se les mide su volumen y peso seco en el laboratorio, y se define como el cociente entre la masa del material seco con estufa, dividido por la masa del agua desplazada y por su volumen verde.

Lo anterior, aunado al empleo de la percepción remota, la cual mide la radiación electromagnética reflejada o absorbida por la vegetación a lo largo de una amplia cobertura, permiten monitorear grandes

extensiones de territorio y explicar la presencia y distribución de la biomasa en grandes escalas. El comportamiento espectral en las superficies se puede describir a través de índices de vegetación (IV), con esto se estima la presencia y condición de la vegetación. Dentro de estos índices están incluidos algunos como el Índice de Vegetación normalizado (NDVI, por sus siglas en inglés), el índice de vegetación mejorado (o por su nombre en inglés Enhanced Vegetation Index, EVI), el Índice de reflectancia fotoquímica (IRF) y el albedo de la superficie, los cuales pueden relacionarse a atributos biofísicos de la superficie de la tierra (Paruelo, 2008). Esta información se plasma en las imágenes satelitales que proveen datos cuantitativos y espacialmente continuos de la superficie ya que contienen información de alta sensibilidad radiométrica en bandas espectrales que permiten tener una cobertura completa del terreno a distinta resolución espacial. (Paruelo, 2008; García-Mora y Jean-Francois, 2011).

Sin embargo, antes de usar cualquier método de estimación de biomasa es necesario realizar inventarios forestales, usando esquemas de muestreo estandarizados y apropiados para cada tipo de vegetación presentes en cada país o región (Gibbs *et al.*, 2007). Relacionar datos de inventarios forestales con imágenes satelitales facilitan el monitoreo de la biomasa ya que se ha demostrado en distintos trabajos que usar las bandas de reflectancia junto con variables biofísicas mejora la predicción de la biomasa (Powell *et al.*, 2010). Desde el 2004 a partir de la publicación de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, es responsabilidad de la Comisión Nacional Forestal realizar el Inventario Nacional Forestal y de Suelos, (INFyS). Dicho inventario tiene la finalidad generar información de la tendencia de los cambios en la cobertura forestal del país para apoyar un manejo forestal sustentable y garantizar los recursos para futuras generaciones. El INFyS es un conjunto de técnicas y procedimientos para la obtención de información cuantitativa y cualitativa de los recursos forestales, vegetación asociada, componentes y características del territorio donde se localiza el bosque.

En el presente estudio se pretende obtener un modelo para estimar la distribución espacial de biomasa en la P.Y., a partir de imágenes satelitales y datos del Inventario Nacional Forestal y Suelos (INFyS) y describir como esta distribución puede estar afectada por factores ambientales como la precipitación y la temperatura.

Materiales y métodos

La P.Y. ha sido considerada como una comunidad biótica para muchos autores, esto debido a sus características climáticas, topográficas, fisiográficas y biológicas (un número significativo de taxa endémicos). La vegetación consiste principalmente en bosques tropicales, caducifolios, subcaducifolios y perennifolios. Para este estudio quedara definida geopolíticamente por los estados mexicanos de Yucatán Campeche y Quintana Roo. Las características presentes en la P.Y. definen el patrón temporal a través de un gradiente de norte a sur en la Península de Yucatán, distinguiéndose como sigue: temporada de secas (marzo-mayo) con las mas bajas precipitaciones del año (de 0 a 30 mm) y las más altas temperaturas (de 36 a 38 °C); temporada de lluvias (junio-octubre) con septiembre como el mes con mayor precipitación (125 mm promedio); y temporada de nortes (noviembre -febrero) caracteriza por la gran influencia de vientos polares acompañados por bajas presiones atmosféricas, bajas temperaturas y lluvias, la temperatura promedio para esta época es de 23 °C y la precipitación de 40 mm.

Se usarán imágenes MODIS y Landsat TM5. Para el caso de las imágenes MODIS se emplearán imágenes a lo largo del año 2009 de toda la Península de Yucatán corresponde a los mosaicos h09v06 y h09v07. Estas imágenes fueron adquiridas de manera gratuita, mediante un registro previo, en el portal de la NASA Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Los productos seleccionados para evaluar la vegetación corresponden a los definidos como MOD13, que son compuestos de 16 días a una

resolución de 250 m y que incluye al NDVI, al EVI, las bandas azul, roja, infrarroja cercana e infrarroja media. Para el caso de las imágenes Landsat TM5, se hará un análisis con dos escenas (con una resolución espacial de 30m el pixel y resolución temporal mensual), del mes de febrero del año 2009. Las imágenes Landsat con mayor resolución espacial y baja resolución temporal presentan tamaños de pixeles más pequeños que las MODIS, lo que podría reflejarse en un mayor ajuste del modelo de regresión.

Se extraerán los valores de reflectancia de los pixeles de la imagen en donde se sitúen los conglomerados del INFyS. Los valores de interés serán los índices de vegetación (NDVI y EVI) y las bandas espectrales (azul, roja, infrarroja cercana, e infrarroja media). Se realizará una metodología similar para la extracción de valores de las imágenes descargadas de Worldclim.

Para el caso del INFyS se aplicaron las ecuaciones alométricas siguientes (Cuadro 1):

Cuadro 1. Ecuaciones utilizadas para determinar la biomasa en los datos del INFyS

PARAMETRO	ECUACION	R ²
Árboles ≥10cm DAP =	$\exp(-2.173+0.868 \times \ln(D^2H)+(0.0939/2))^* (pi/pm)$	0.90
Árboles <10cm DAP =	$pi/Pav (\exp(4.9375+1.0583 \times \ln(D^2))) \times 1.14/10^6$	0.93

En donde la biomasa está dada en por: D, diámetro a la altura del pecho (cm); H, altura total; pi, densidad de madera de cada árbol; pm, promedio de densidad de madera de los árboles cosechados para calcular la ecuación; Pav, promedio de densidad de madera de las especies presentes en el paisaje. Fuente: (Urquiza *et al.*, 2007; Chave *et al.*, 2003).

Con los valores ya extraídos de las imágenes y los valores calculados de biomasa del INFyS se elaborará una base en la que la variable dependiente será la biomasa y las variables independientes serán las variables climáticas y radiométricas y se correrán los modelos de regresión lineal múltiple.

Resultados

Se evaluaron en total de 2123 conglomerados del INFyS, con un total de 275 991 individuos, distribuidos en 402 especies, de las cuales las cinco especies más abundantes fueron: *Bursera simaruba* fue con 26 776 registros, *Lysiloma latisiliquum* (22 850), *Piscidia piscipula* (18 370), *Metopium brownei* (9384) y *Manilkara zapota* (8651). El rango de los valores de diámetro a la altura del pecho varió desde 7.5cm hasta 142.2cm.

La biomasa total para estos 2123 conglomerados fue de 229 616.9 mgh⁻¹, así mismo la biomasa promedio por conglomerado es de 108.1568 mgh⁻¹ con un rango de valores que van de entre los 0.7390393 mgh⁻¹ del conglomerado 63 239 ubicado en vegetación de selva mediana subperennifolia con un total de un individuo, hasta los 420 6445403 del conglomerado 59 408 ubicado en vegetación de selva mediana subperennifolia con un total de 70 individuos mgh⁻¹ (Figura 1).

Los tipos de vegetación presentes para la península fueron, la selva alta perennifolia (SAP), selva alta subperennifolia, selva mediana caducifolia, selva mediana subcaducifolia, selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, selva baja espinosa, selva baja perennifolia, selva baja subcaducifolia, selva baja subperennifolia, de las cuales la que aportó mayor cantidad de biomasa fue la selva mediana subperennifolia (Figura 1).

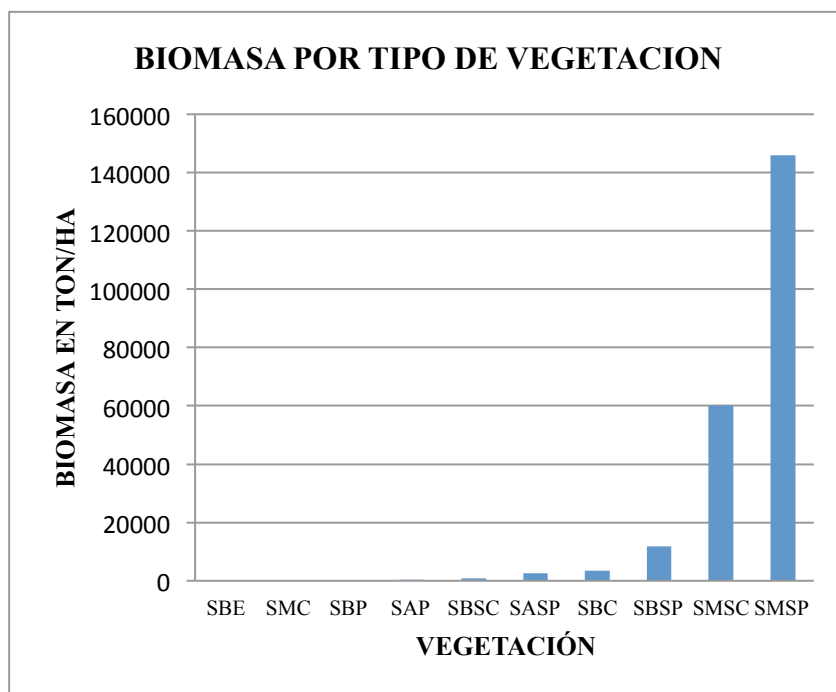


Figura 1. Biomasa por tipo de vegetación, en donde: Selva baja espinosa (SBE); Selva mediana caducifolia (SMC); Selva baja perennifolia (SBP); Selva alta perennifolia (SAP); Selva baja subcaducifolia (SBSC); Selva alta subperennifolia (SASP); Selva baja caducifolia (SBC); Selva baja subperennifolia (SBSP); Selva mediana subcaducifolia (SMSC); y Selva mediana Subperennifolia (SMSP).

Al extraer los valores de reflectancia para cada mes se obtuvo lo siguiente (Figura 2).

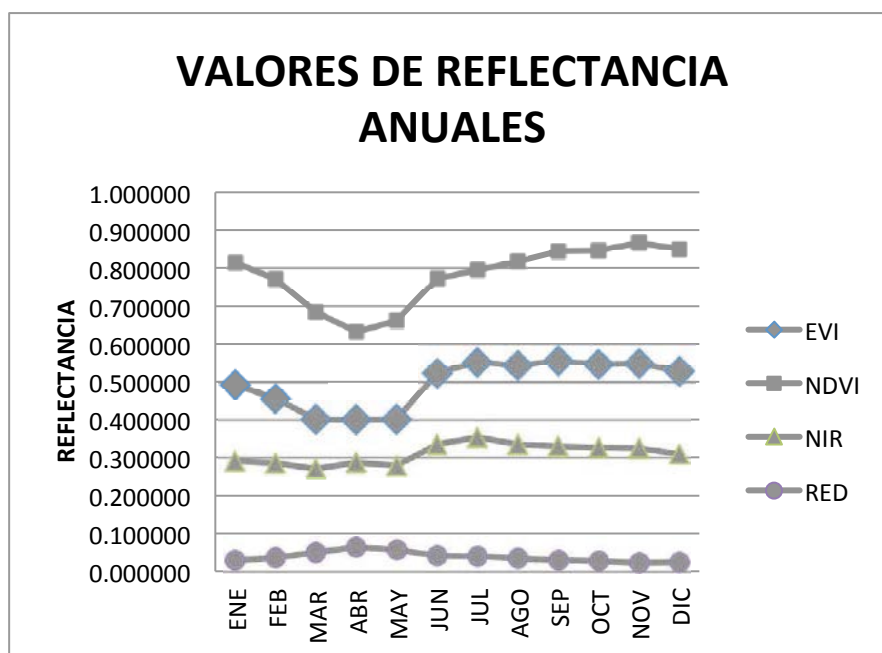


Figura 2. Valores de reflectancia del NDVI, el EVI y las bandas roja e infrarroja cercano.

Para el caso de las variables ambientales como la temperatura y la precipitación se encontraron los siguientes valores durante el año 2009 (Figura 3 y 4).

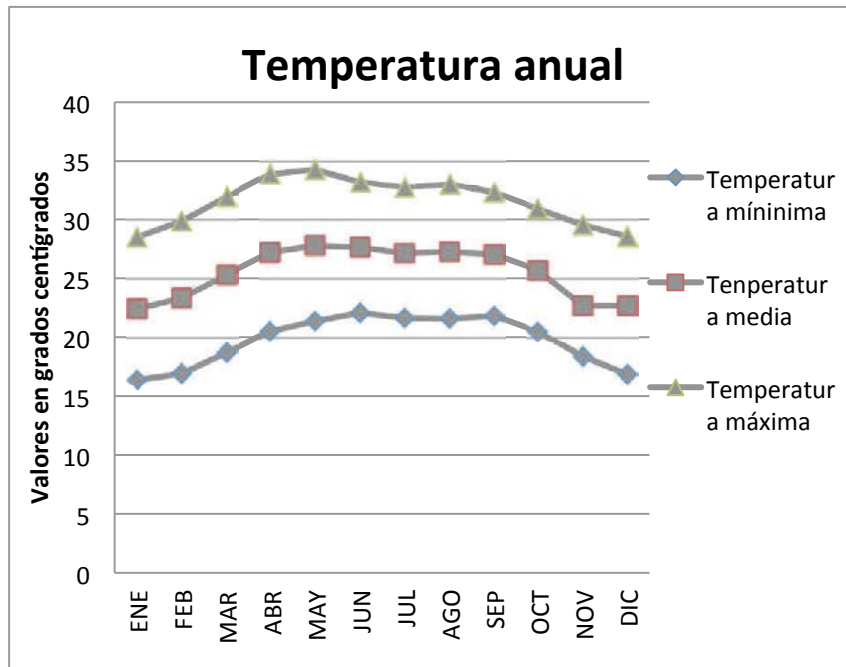


Figura 3. Valores mensuales de temperatura (maxima, media y minima) durante el 2009.

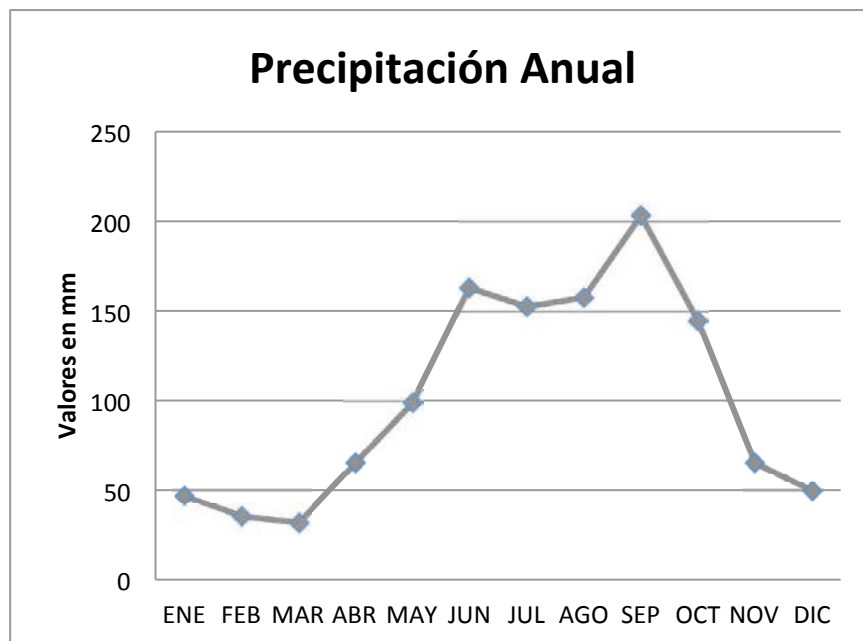


Figura 4. Precipitación mensual durante el año 2009.

Así mismo se hizo un análisis de las correlaciones de los valores de reflectancia de índices y variables ambientales con relación a la biomasa en las tres temporadas del año (nortes, lluvias y secas). Haciendo en análisis general puede notarse que hubo una mejor correlación de la biomasa con los

valores de reflectancia durante la época de nortes (N) a excepción de la banda roja la cual la mejor correlación por temporada la obtuvo en secas (S). Así mismo se pudo observar también que las correlaciones en la temporada de nortes el EVI y el infrarrojo cercano (NIR) fueron ligeramente más altas que sus correspondientes valores anuales (Cuadro 2).

Cuadro 2. Correlación de valores de reflectancia con la biomasa

EVI	NDVI		NIR		RED			
	ANUAL	TEMPORADA	ANUAL	TEMPORADA	ANUAL	TEMPORADA		
	LL	0.058514	LL	0.172692	LL	-0.08097	LL	-0.15065
0.355902	N	0.389268	N	0.42488	0.18655	N	0.250585	-0.36201
	S	0.37346	S	0.413996	S	0.245212	S	-0.35424

Del mismo modo se hizo un análisis de correlaciones con las variables climáticas de temperatura (máxima, media y mínima) y precipitación. En donde se observó que los valores de correlación más altos observados fueron para la temporada de lluvias (LL) a excepción de la precipitación que mostró mejor correlación con respecto de la biomasa en secas (S). En los tres casos encontrados para la temporada de lluvias los valores de correlación fueron más altos que sus respectivos valores anuales (Cuadro 3).

Cuadro 3. Correlación de valores climáticos con la biomasa

TEMPERATURA MAXIMA		TEMPERATURA MEDIA		TEMPERATURA MINIMA		PRECIPITACION				
ANUAL	TEMPORADA	ANUAL	TEMPORADA	ANUAL	TEMPORADA	ANUAL	TEMPORADA			
	LL	-0.175254	LL	-0.19617	LL	-0.06479	-0.0559896	LL	-0.04552	
-0.15829	N	-0.117729	-0.1715	N	-0.09643	-0.0184	N	0.008266	N	0.152009
	S	-0.165152	S	-0.1693	S	0.001458	(SD)-0.2831*	S	-0.16224	

*Este valor corresponde a la desviación estándar de la precipitación anual.

Finalmente se realizó un modelo de regresión lineal incluyendo las variables de reflectancia y variables ambientales, en las diferentes estaciones y durante todo el año. En el Cuadro 4, se puede distinguir que el mayor coeficiente de determinación o R^2 lo obtuvo el modelo que incluye los valores anuales de todas las variables, seguido de la temporada de nortes, secas y lluvias (Cuadro 4).

Cuadro 4. Modelos de regresión lineal múltiple para las imágenes MODIS

REGRESION LINEAL MULTIPLE	Lluvias				Nortes				Secas				Anual			
R^2	$R^2= 0.3236$		$R^2= 0.3536$		$R^2= 0.3391$		$R^2= 0.3543$									
R^2 ajustada	$R^2= 0.3129$		$R^2= 0.3433$		$R^2= 0.3286$		$R^2= 0.3441$									

Análisis de dos escenas del sensor Landsat 5TM

Debido a su baja resolución temporal y a la alta nubosidad de las imágenes en el año 2009, solo fue posible trabajar con dos escenas de imágenes del sensor Landsat 5TM, las cuales corresponden a febrero de 2009. En donde la banda correspondiente al rojo obtuvo el valor más bajo de correlación con

la biomasa (0.15180788). Por el contrario el EVI fue el índice con el valor más alto de correlación con respecto a la biomasa (0.4158902).

En cuanto a las variables ambientales a continuación se describen las correlaciones encontradas para 7 de las 23 que resultaron con el mayor coeficiente de correlación (Cuadro 5). Siendo la precipitación la variable mas fuertemente asociada a la biomasa (0.369287) y la temperatura máxima resultado ser la que menor coeficiente de correlación presentó con (0.369287).

Cuadro 5. Variables ambientales asociadas con la biomasa en las imágenes Landsat

TEMP. MAX.	TEMP. MED.	TEMP. MIN.	PREC.	METEDRY	METEWAR	METECOL	PRWAMO
-0.0132968	0.1782644	0.2810597	0.369287	0.289803	0.21064076	0.268565	0.158649

El coeficiente del modelo de regresión lineal múltiple de determinación ajustado fue de $R^2 = 0.3187$. En este caso no se llevo a cabo la evaluación por temporadas puesto que solo se trato del análisis de dos escenas del mes de febrero.

Para tener una idea de la distribución de la biomasa en la P.Y. se elaboró el siguiente mapa en donde se proyectaron los conglomerados dependiendo de la cantidad de biomasa en toda el área de estudio (Figura 5).

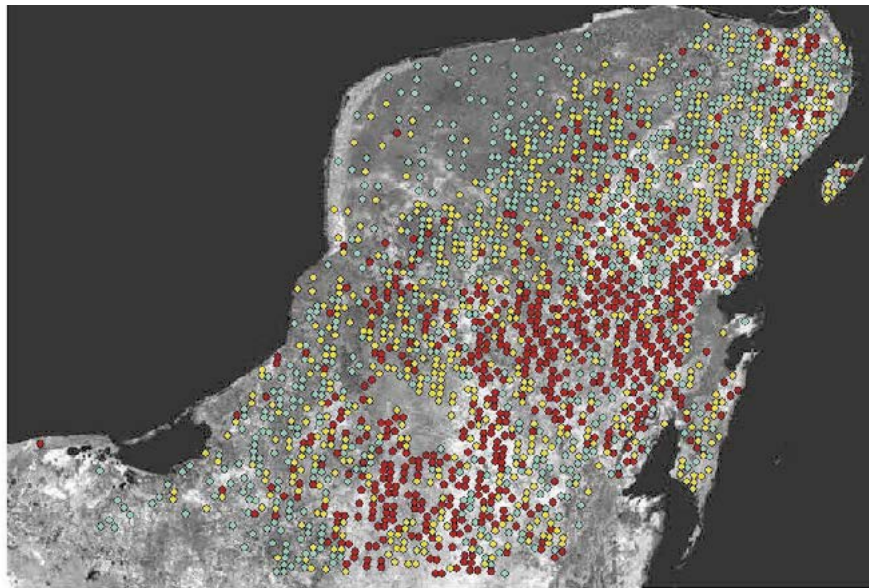


Figura 5. Distribución de conglomerados según la cantidad de biomasa. Los puntos rojos son conglomerados con alta biomasa ($132-420 \text{ mgh}^{-1}$); los puntos verdes representan baja biomasa ($0.73-69 \text{ mgh}^{-1}$); y los puntos amarillos biomasa media ($70-131 \text{ mgh}^{-1}$).

Discusión

Cálculo de Biomasa

Se han realizado diversos trabajos para estimas la biomasa en la Península de Yucatán (P.Y.), podemos destacar el de Urquiza *et al.*, (2007) en Quintana Roo; en este estudio los valores de biomasa se encuentran en un rango de 118 a 225 mgh^{-1} , por lo que el valor promedio encontrado en el presente trabajo $108.1568 \text{ mgh}^{-1}$ se encuentra un poco por debajo de este rango encontrado en ese estudio.

En cuanto al tipo de vegetación que mas aporta a la cantidad total de biomasa es la vegetación de Selva mediana subperennifolia, debido a que es evidente que es la vegetación con mas representatividad en el presente estudio y la mas ampliamente distribuida en la Península de Yucatán.

Existe una ligera tendencia de acuerdo con la Figura 2 de que las zonas más hacia el sur presentan una mayor cantidad de biomasa, con respecto a la zona sur, con una zona intermedia hacia el centro de la P.Y. Lo anterior podría estar ligado al gradiente de temperatura y humedad (que se incrementa de norte a sur en cuanto a la precipitación y aumenta en cuanto a la temperatura) descrito para la P.Y.

Variables ambientales

Existe una marcada estacionalidad presente en la P.Y. (nortes, lluvias y secas), lo cual se pueden observar en las Figuras 3 y 4 ya que los picos de temperatura están relacionados con la temporada de secas y los niveles mas bajos con los meses de lluvias y nortes

Lo mismo puede observarse en la precipitación siendo ésta marcadamente superior en los meses reportados con más mm para esta variable.

Las variables correlacionaron de manera diferente en las imágenes alcanzando valores más altos en las imágenes Landsat. La precipitación en Landsat fue la variable con más correlación (positiva) de las dos imágenes $r= 0.369287$, y de manera inversa la temperatura máxima se asocio de manera negativa con la biomasa, por lo que podemos afirmar que a mayor temperatura máxima la biomasa disminuye y ante un aumento en la precipitación la biomasa aumentara.

Modelos de regresión lineal múltiple

En las imágenes MODIS la variable mas correlacionada con la biomasa fue el NDVI, seguido del EVI, lo que nos podría estar indicando que para este sensor los problemas de saturación del NDVI no se presentan en el área de estudio. Así mismo podría estar probando su eficacia para discriminar entre la reflectancia del suelo y los ángulos del sol, los cuales pueden entorpecer el cálculo de la biomasa a través de estos índices.

En las imágenes Landsat la variable más correlacionada fue EVI (a pesar de la poca correlación de la banda azul), seguido del NDVI. Esto pudiese apoyar la idea de que estos índices pueden ser útiles en la PY debido a su buena correlación con la biomasa. Así mismo es de notarse que la P.Y. presenta altos niveles de deforestación debido a su historia de explotación, por lo que la mayoría de su territorio esta conformado por vegetación secundaria en diferentes etapas de sucesión. Ante esta situación debido a la poca presencia de bosques maduros o de edades mayores a 60 años la saturación del NDVI, podría no presentarse en esta región, ya que se sabe que ante edades sucesionales mayores a 15 años éste índice tiene dificultades para una buena cuantificación de la biomasa.

Los coeficientes de determinación obtenidos al correr los modelos con las variables extraídas en ambas imágenes no demuestran gran diferencia entre ambas imágenes siendo para las imágenes MODIS una $R^2= 0.3543$ y para las imágenes Landsat una $R^2= 0.3551$. Lo que pudiese sugerir que en la estimación regional de la biomasa en la P.Y. el tamaño del pixel no esta influyendo en el cálculo de la biomasa.

Conclusiones

Los valores de biomasa calculados a partir del INFyS están por debajo del rango reportado por otros trabajos en diferentes partes de la P.Y.



Se observa una distribución aparente de la cantidad de biomasa a lo largo del gradiente (norte- sur) en la P.Y. siendo menor en el sur y mayor en el norte.

El tamaño del pixel al comparar las dos imágenes Landsat 5TM y MODIS, parece no tener influencia en el cálculo de biomasa, debido a mezcla de pixeles.

El NDVI no se saturó ante los valores observados en la P.Y. Las imágenes satelitales son una buena herramienta para el cálculo de biomasa a nivel espacial.

Bibliografía

- Chave J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster, S. P. Hubbell. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in panama. *Journal of Ecology* 91:240-252.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment. Main report. FAO Forestry paper.
- García-Mora T., M. Jean-Francois. 2011. Evaluación de las imágenes MODIS para la cartografía de la cobertura del suelo en una región altamente diversa de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 1:83-94.
- Gibbs H., S. Brown, J. O Niles, J. Foley. 2007. Monitoring and stimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Enviromental Reserch Letters* 2 (045023)13 pp.
- Paruelo J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17:4-22.
- Powell S. L.,W. B. Cohen, S. P. Healey, R. E. Kennedy, G. G. Moisen, K. B. Pierce, J. L. Ohmann. 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approache. *Remote Sensing of Environment* 114:1053-1068.
- Ricklefs R. E. 2001. *The Economy of Nature*. 5th Ed. Freeman, New York, NY, USA. Caps. 2, 4, 7. pp. 30-32, 125-130, 143-145.
- Urquiza-Haas T., P. Dolman, C. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 247:80-90.

1.38 Captura de carbono en bosque de coníferas de la Sierra Tarahumara Chihuahua, México

Castruita-Esparza Luis U.¹; Balderrama-Castañeda Salvador² y Hernández-Ibarra Gonzalo²

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, C.P. 56230, México.
Autor para correspondencia: castruita.luis@colpos.mx

²Universidad Autónoma de Chihuahua, 1 Facultad de Zootecnia,
Periférico Francisco R. Almada Km 1.

Resumen

Con la finalidad de ampliar la base del conocimiento sobre la simulación de captura de carbono en los bosques templados de Chihuahua se empleó el modelo LUCS (*Land Use and Carbon Sequestration*) en dos predios ejidales, El Ranchito (RA) y Bocoyna (BO), localizados en la zona central de la sierra Tarahumara, en el municipio Bocoyna, a 225 km. de la Ciudad de Chihuahua. La región cuenta con antecedentes de décadas de fuerte aprovechamiento forestal; comprende depresiones y elevaciones entre 2200 y 2700 m s.n.m. El modelo fue alimentado con datos socioeconómicos, técnicos, encuestas, entrevistas, consultas a expertos obtenidos en campo y datos provenientes de programas de manejo forestal. Se simuló la captura de carbono y la adicionalidad en la biomasa en pie y la madera en escenarios a 5, 30 y turno 90 años en (RA) y 70 en (BO); se valoró el efecto individual de las variables del modelo sobre la adicionalidad mediante un análisis de sensibilidad. Se encontró que solamente (RA) alcanzaba el mínimo de captura anual de CO₂, con carácter de permanente, para proyectos en pequeña escala, según los lineamientos establecidos en los Mecanismos de Desarrollo Limpio. En (BO), la baja adicionalidad lograda se pierde en un periodo no mayor de 20 años. En general, el potencial para la captura de carbono se manifestó en incrementos de la biomasa en pie a través de prácticas de manejo y conservación y muy escasamente en cambios de uso de suelo, forestación y reforestación.

Palabras clave: simulación, LUCS, captura de carbono, bosque.

Introducción

En un esfuerzo por combatir los efectos del cambio climático se firmó en 1997 entre los países más industrializados el Protocolo de Kioto, en el cual se propone un sistema que permita la participación de los países en desarrollo a través de los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL). Este incluye actividades basadas en proyectos para reducir las emisiones de GEI en actividades relacionadas con el uso de energía y, considerando sumideros, se incluyen la forestación y la reforestación.

El IPCC (2001), señala que la agro silvicultura en regiones tropicales tiene el potencial de secuestrar de dos a cinco toneladas de carbono por hectárea por año, mientras que la rehabilitación y restauración de tierras forestales degradadas pueden secuestrar de 0.25 a 0.9 Mg C ha⁻¹. Las plantaciones forestales comerciales pueden asimilar un promedio de 3 a 6 Mg C ha⁻¹ a un máximo de entre 12 y 15 Mg C ha⁻¹. Esto significa un ritmo anual de asimilación de carbono de 4-8 t C ha⁻¹ en regiones tropicales.

A nivel nacional en los bosques mexicanos existe potencial para reducir las emisiones de CO₂ e incrementar la captura de carbono, en donde el manejo del bosque templado nativo y el tropical ofrecen las mejores alternativas (Masera, 1995). En este sentido, el modelo LUCS (*Land Use and Carbon Sequestration*), desarrollado por el World Resources Institute (Faeth, 1995) consta de siete módulos, el primero relacionado a los aspectos poblacionales, lego del uso del suelo y biomasa, el tercero para uso

de leña, enseguida el módulo para uso y manejo del bosque, el quinto para prácticas de cosecha forestal, otro para producción agrícola y finalmente el séptimo para el manejo del proyecto, el modelo estima los flujos de carbono en la biomasa en pie y en la madera (productos) de diferentes tipos de bosque.

Su diseño se orientó particularmente a simular la dinámica de uso de suelo en zonas tropicales donde prevalece en gran medida la agricultura itinerante. En el sureste de México se le ha utilizado en la modelación de líneas base (Ruiz, 2003). En los bosques templados del norte de México, las actividades se han enfocado fuertemente hacia la producción comercial de madera para aserrío, la captura de carbono como servicio ambiental es una posibilidad que requiere ser evaluada ya que la condición y el manejo que tienen los predios ejidales en la región pueden ser muy diferentes unos de otros (Hernández, 2003). En el presente estudio el objetivo fue estimar el potencial de captura de carbono en bosques de coníferas mediante el uso del modelo LUCS (Land Use and Carbon Sequestration) en dos predios ejidales, El Ranchito (RA) y Bocoyna (BO) en el estado de Chihuahua.

Materiales y métodos

El área de estudio se ubica en la zona central de la Sierra Tarahumara, en el municipio de Bocoyna, a 225 km al oeste de la ciudad de Chihuahua, los ejidos bajo estudio colindan entre sí, la superficie en (RA) es de 11 106 ha y en (BO) 7248 ha ambos tienen antecedentes de décadas de fuerte aprovechamiento forestal; comprende depresiones y elevaciones entre 2200 y 2700 m s.n.m.; el clima, de acuerdo a Köppen, modificado por García (1981), se define como C(E)w2(x); templado húmedo del subgrupo de climas semifríos "C(E)", con temperatura media anual entre 5° y 12 °C su precipitación media anual es de 10 °C y 790 mm, (García, 1981) respectivamente. La vegetación consiste de bosque de pino y asociación de pino-encino; las coníferas más representativas son *Pinus arizónica* y *Pinus durangensis*.

El modelo LUCS se utilizó en forma independiente en los dos predios ejidales, El Ranchito (RA) y Bocoyna (BO), fue alimentado con datos socioeconómicos, técnicos, encuestas, entrevistas, consultas a expertos obtenidos en campo y datos provenientes de planes de manejo, y literatura, recolectados entre 2003 y 2005. Se efectuó una simulación de la adicionalidad con escenarios de línea base y alternativo a 5, 30, 70 y 90 años (turno técnico). Los criterios de selección de estos periodos 5 y 30 años, son los plazos establecidos internacionalmente para proyectos de captura de carbono como corto plazo (temporal) y largo plazo, respectivamente. El primero ha sido el referente en los programas iniciales CABSA de la CONAFOR en México; el periodo a 30 años ha sido empleado en estudios con el modelo LUCS en la Meseta Purépecha y Calakmul (Brown *et al.*, 1993), en tanto que el tercer escenario es con la finalidad de observar que adicionalidad se puede obtener al final del turno silvícola.

La información para las variables socioeconómicas del modelo, como población, tamaño de la familia, producción y consumo de alimentos, consumo de leña, se obtuvo de (INEGI, 2000), y datos recabados durante la realización del presente estudio. Los criterios de división y categorización de la cubierta vegetal como plantaciones, bosque cerrado, bosque abierto, bosque restablecido y bosque en descanso, fueron definidos por el equipo de trabajo, compuesto por cinco personas: los dos técnicos forestales de los predios, y los tres responsables del proyecto. Adicionalmente, como consecuencia del incremento corriente anual esperado en el escenario con proyecto, se adicionó 1 t C ha⁻¹ de biomasa a las diferentes categorías. Se efectuaron recorridos en campo para corroborar y validar la categorización de usos de suelo que se presentan en los planos fotogramétricos, documentados en los programas de manejo forestal de los predios. Finalmente, se construyeron y corrieron previamente en el modelo, dieciséis escenarios en simulaciones de prueba hasta que el modelo quedó calibrado, verificado y validado.

Resultados y discusión

Si bien el modelo LUCS está diseñado para trabajar grandes superficies, en el presente estudio su desempeño fue adecuado y los resultados muestran que las estimaciones de adicionalidad fueron limitadas para periodos de 5 y 30 años, en Ejido El Ranchito (RA) fue de 6761 y 24 429 t C ha⁻¹, y no significativa con 32 855 t C ha⁻¹ en el turno al año 2093; para Ejido Bocoyna (BO) fue de 5460 y 10 150 t C ha⁻¹, y a nivel de turno técnico al año 2072 fue muy limitada con 3583 t C ha⁻¹ (Figura 1). La adicionalidad es un efecto de las medidas propuestas en el escenario con proyecto.

En los escenarios a más largo plazo, en El Ranchito (90 años) se tuvo un incremento de 12% en los últimos 60 años mientras que en Bocoyna (70 años) se tuvo una pérdida neta de adicionalidad de más del 200% entre el año 30 y el 70. Este comportamiento se aprecia claramente en la (Figura 2), en donde es evidente el escaso margen de la adicionalidad del reservorio biomasa en pie, en caso de (BO). Particularmente en (BO), la cantidad de CO_{2e} estimada en LUCS estuvo por debajo del rango establecido en el mercado para proyectos de aforestación-reforestación en pequeña escala (4000-8000 tCO_{2e}). En este estudio, solamente en (RA) se observó potencial para alcanzar dicha escala aunque a través de actividades de manejo y conservación que no son en la actualidad reconocidas como mecanismos de captura de carbono.

El potencial para la captura de carbono a través del cambio de uso de suelo hacia la aforestación es bastante limitado debido a la baja disponibilidad de suelo apropiado en cantidad y calidad en los Ejidos bajo estudio. La diferencia entre los predios en cuanto a la respuesta de la biomasa en pie, se puede asociar a las diferencias en categorización de áreas y su dinámica de crecimiento; esta categorización es contrastante, ya que mientras en (RA) existen 110.5 ha de bosque cerrado maduro con volumen promedio de biomasa igual a 120.54 m³ ha⁻¹, en (BO) sólo existen 17.8 ha de bosque cerrado maduro con un volumen promedio de biomasa 112.69 m³ ha⁻¹. Otro contraste es que en (RA) se agrupan 2198 ha en la categoría de 63-120 m³ ha⁻¹, mientras que en (BO) son 488 ha en la categoría de 60-112 m³ ha⁻¹; en (RA) existen 1631 ha con una biomasa de 90 m³ ha⁻¹ y solamente 100 hectáreas en la categoría de tierras degradadas, mientras que en (BO) se tienen 221 ha en tal categoría y 1002 hectáreas en la categoría de tierras degradadas.

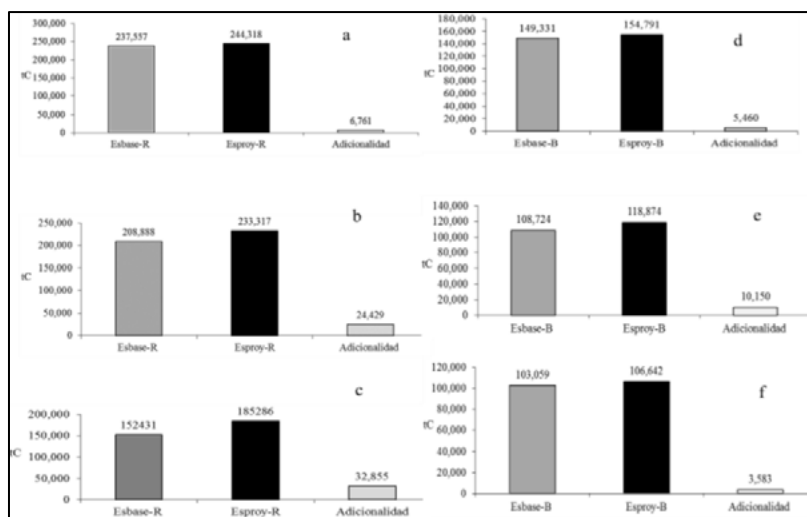


Figura 1. Potencial de captura de carbono estimado para los escenarios base, con proyecto y adicionalidad en periodos de (a) Cinco años, (b) Treinta años y (c) Turno técnico (90) años, Ejido El Ranchito y (d) Cinco años (e) Treinta años (f) Turno técnico (70) años, Ejido Bocoyna.

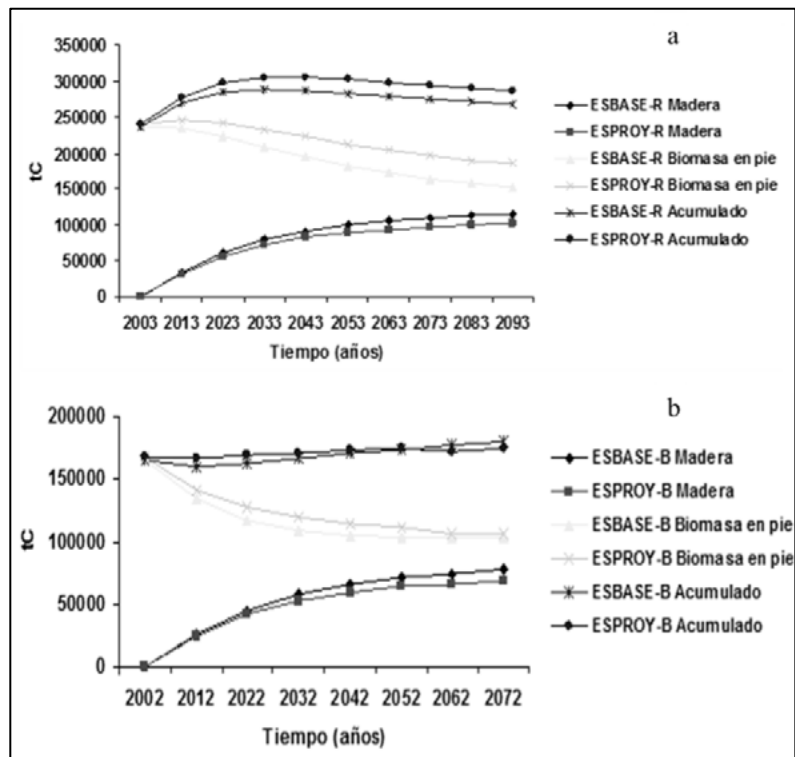


Figura 2. Tendencia en la acumulación de carbono durante los turnos técnicos, escenarios Esbase y Esproy Ejidos El Ranchito (a) y (b) Bocoyna.

Existe potencial para la reforestación en BO (>1000 ha). La tendencia de la captura adicional como su persistencia a largo plazo fue mayor a mejor condición inicial de los predios, en donde destaca la proporción de bosque maduro. Para el reservorio madera, la adicionalidad fue negativa en todos los escenarios, lo cual se debe a que las actividades propuestas en los escenarios con proyecto de ambos predios (Esproy-r y Esproy-b) resultan en una reducción de la extracción de madera para aserrío u otros usos permanentes, considerados dentro del modelo como reservorios de carbono. La vida útil de los productos de madera de uso “permanente” (larga duración) se estimó en 26 años (Hernández, 2003). Las variables que alcanzaron el mayor impacto en una simulación fueron “corta selectiva de bosque cerrado degradado en bosque abierto (ha)” e “incremento anual de corta selectiva en bosque cerrado”, con 47% y 45 % de la adicionalidad, respectivamente.

En este estudio se asumió que para la variable en cuestión, la superficie de bosque cerrado con presencia de plagas y enfermedades, incendios y tala ilegal se reduce, de 50 ha/año en el escenario base, a 30 ha/año en el escenario con proyecto. Estos valores fueron utilizados con fundamento en lo reportado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2006), donde el área promedio de incendios a nivel nacional es de 30 ha y el promedio de áreas plagadas es de 69.1 ha para el estado. En este último, se toma como referente el ataque del insecto de conos y semillas *Cydia phyllisi* Millar, que aparentemente afecta la capacidad de regeneración de la especie *Picea chihuahuana*. Otra variable de impacto notable en la adicionalidad, particularmente en el predio (BO) fue la tasa de incremento anual de cortas selectivas en bosque cerrado, la cual aportó el 31% en la captura de carbono adicional en el escenario a 30 años.

La variable incremento anual corta selectiva en bosque cerrado (fracción), aporta un 45% en la captura neta de carbono para el periodo de 30 años en El (RA). Por otro lado, la variable Tiempo de rotación de la extracción sin manejo de bosque cerrado (años), contribuyó solamente al escenario a 5

años del predio (BO), aportando un 42% de la adicionalidad de carbono. Esto se debió a que el periodo de rotación se modificó, de 10 años en el escenario base a 12.5 años en el escenario con proyecto. Por último, se tiene el efecto de la variable Bosque reestablecido categoría 1, el cual fue de 37% para el periodo a 5 años en (RA) Ranchito. Esta aportación se debió al incremento de 1 m^3 al escenario con proyecto sobre el escenario base, al pasar de 31.25 m^3 a 32.5 m^3 .

El incremento del manejo silvícola, incluye aquellas actividades dirigidas a aumentar el incremento corriente anual (ICA) de las diferentes categorías de bosque. Los escenarios con proyecto de este estudio contemplaron un incremento conservador de 1 ton/ha/año , el cual podría alcanzarse a través de una aplicación más cuidadosa y oportuna del calendario normal de manejo, particularmente podas, preaclareos y aclareos. Por último, el cambio de uso del suelo tiene un potencial limitado debido a dos factores principales: a) la baja disponibilidad de superficies susceptibles de ser convertidas en bosque y b) la tasa de establecimiento y crecimiento de las especies que pueden utilizarse en la forestación y la reforestación, es lo suficientemente baja para alcanzar la adicionalidad mínima requerida en los esquemas nacionales e internacionales de pago de captura de carbono en pequeña escala, establecidos en el rango de $4000 \text{ tonCO}_2\text{e/año}$ para los tCER (certificados temporales de reducción de emisiones) en un periodo de 5 años.

Conclusiones

La categorización en biomasa para la presente simulación reflejan una estimación del potencial de captura de carbono que existe en los ejidos estudiados, además, el uso del modelo LUCS ayuda a comprender la dinámica de la cubierta forestal bajo el régimen actual de aprovechamiento y conservación. El cambio de uso de suelo no fue una vía con potencial para la captura de carbono en los predios ejidales estudiados. Solamente catorce variables de 108 en el modelo mostraron sensibilidad en los escenarios con proyecto, sobre la adicionalidad; de estas, las de mayor participación fueron: la superficie de corta selectiva de bosque degradado en bosque abierto y la tasa de incremento anual de cortas selectivas en bosque cerrado, cuyo efecto sumado alcanzó el 92% de la adicionalidad en caso de (RA) a 30 años.

Tanto el modelo como los antecedentes de manejo mostraron una tendencia negativa en la acumulación de biomasa aérea y productividad del bosque, la cual fue de mayor a menor en (RA) y (BO). Las actividades de conservación podrían ser más relevantes como captura de carbono si fuesen válidas en los Mecanismos de Desarrollo Limpio y si las comunidades en cuestión tuvieran menor dependencia económica del aprovechamiento forestal. Bajo las condiciones de manejo actual, particularmente en (BO), es difícil que la adicionalidad lograda en el corto plazo se mantenga más allá de los 20 años. La simulación a largo plazo mostró que ambos predios, particularmente Bocoyna, se encuentran posiblemente en un proceso de degradación progresiva; las medidas propuestas en su conjunto en los escenarios con proyecto, disminuyen la tasa de degradación pero no la eliminan.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a CONACYT - CONAFOR, por el apoyo brindado para el desarrollo del proyecto en el ejido El Ranchito y ejido Bocoyna, estado de Chihuahua. (CONAFOR-2002 – C01 –6502).

Bibliografía



- Brown S., C. Hall, W. Knabe, J. Raich, M. Trexler, P. Woomer. 1993. Tropical Forest: their Past, Present and Potential Future Role in the Terrestrial Carbon Budget. *Water, Air and Soil Pollution* 70:71-94.
- CONAFOR. 2006. Servicios ambientales hidrológicos. Consultado en: <http://www.conafor.gob.mx>
- Faeth P. 1995. Estimation of carbon sequestration of forestry using the LUCS model. World Resources Institute, Washington.
- García E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Tercera edición. Ed. Larios. México. 71 pp.
- Hernández I. G. 2003. Estimación del Carbono Capturado en el Ejido Forestal El Retiro y Gumeachi, Bocoyna, Chihuahua, mediante el Modelo LUCS. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Zootecnia.
- INEGI. 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Anuario Estadístico del estado de Chihuahua. Población por ejidos. 18 pp.
- IPCC. 2001. Climate Change 2001. The Supplementary report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge.
- Masera O. 1995. Los Bosques y El Cambio Climático Global Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 536-537, 43-47.
- Ruiz N. F. 2003. Apéndice 1: Modelación de líneas base de deforestación utilizando LUCS para las regiones de la Meseta Purepecha y Calakmul en México. Línea Base de deforestación. Winrock Internacional. pp. 1-46.

1.39 Carbono almacenado en selva mediana de *Quercus oleoides* y plantaciones de *Eucaliptus urophylla* y *Gmelina arborea* en Huimanguillo, Tabasco

Cámara-Cabrales Luisa del C.¹; Arias-Montero Cayetano¹; Martínez-Sánchez José L.¹ y Castillo-Acosta Ofelia¹

¹División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT. Km. 0.5 Carretera Villahermosa-Cárdenas, C.P. 86039. Villahermosa, Tabasco.
Autor para correspondencia: lcamara27@hotmail.com

Resumen

El objetivo fue cuantificar el carbono almacenado en Selva mediana, Sabana de *Quercus oleoides* y en plantaciones forestales de *Eucaliptus urophylla* y *Gmelina arborea* de cuatro años de edad, en compartimento vivo de fuste, herbáceas, raíz y en materia en descomposición de hojarasca y ramas caídas, así como, conocer la estructura florística de la selva y sabana en Huimanguillo, Tabasco. Se establecieron parcelas de 500 m² en un muestreo sistemático. Para la biomasa aérea se muestrearon los árboles y los juveniles, se tomaron medidas de altura total y diámetro a la altura del pecho; para la biomasa en el suelo se muestreó la vegetación herbácea en 12 cuadros de 0.25 m² al azar en las parcelas de 500 m², a las cuales se le tomaron la altura máxima y la altura predominante, en los mismos cuadros se midió la profundidad de la hojarasca y humus; las ramas caídas se midieron en dos líneas de 20 m. Los cálculos de carbono y biomasa total en los componentes incluyendo el de raíz se realizaron mediante ecuaciones alométricas. Los resultados promedios de carbono para *E. urophylla*, *G. arborea*, Selva mediana, Sabana de *Q. oleoides* fueron de 14.75, 15.54, 63.51 y 68.29 ton ha⁻¹ respectivamente. El mayor porcentaje de biomasa se presentó en fuste, seguido de raíces y hojarasca. El índice de diversidad en la selva de *Q. oleoides* fue de 2.06, se registraron 204 árboles distribuidos en 14 especies, 16 géneros, repartidas en 16 familias.

Palabras clave: carbono, selva de encino, plantaciones forestales.

Abstract

The object was to quantify the carbon stored in tropical medium forest, savanna of *Quercus oleoides* and in two forest plantation of *Eucalyptus urophylla* and *Gmelina arborea* in Huimanguillo, Tabasco. Plots were 500 m² systematically distributed. Aboveground biomass for all trees and all juveniles was estimated by measuring height and dbh (1.30 m), also herbaceous vegetation census was taken in 12 plots of 0.25 m² randomly distributed which took the maximum height and dominant height, in the same plots was measured depth of litter and humus at random points. Calculations of total biomass and carbon components including roots were performed using allometric equations. The carbon average results for *E. urophylla*, *G. arborea*, *Q. oleoides* forest, and Savannah *Q. oleoides* were ± 14.75 , ± 15.54 , ± 63.51 and ± 68.29 , ton ha⁻¹ respectively. The highest percentage of biomass was present in the stem. The analysis of variance and mean comparison showed that the total biomass in the four environments was significantly different $\alpha = 0.05$.

Key words: carbon stored, biomass, floristic structure, rain forest, plantations, allometric equations.



Introducción

Gran parte de los procesos productivos, el transporte y los sistemas domésticos dependen de la energía derivada de los combustibles fósiles (Ordoñez y Masera, 2001). Una consecuencia del uso de esos combustibles es la emisión de GEI como el dióxido de carbono (CO₂) principalmente, esto ha causado que la concentración promedio de este en la atmósfera se incrementó de 280 partes por millón en volumen (ppmv) en la época preindustrial hasta casi 370 ppmv en el presente.

El resultado de la acumulación de los GEI en la atmósfera son el fenómeno del calentamiento global (Soto-Pinto *et al.*, 2008). El cambio climático global asociado al aumento potencial de la temperatura superficial del planeta, es uno de los problemas ambientales más graves que se presentan en la actualidad. Por lo que se ha originado la necesidad de reducir las emisiones de gases que contribuyen al efecto invernadero, por la captura y almacén de carbono del CO₂ en los bosques a través de la fotosíntesis y por la reducción de emisiones; ya sea por usos eficientes de las energías de origen fósil y nuevas tecnologías. En la búsqueda de encontrar alternativas que disminuyan esta problemática ambiental, se consideran a las selvas, bosques, reforestación y plantaciones como una de las posibles soluciones, ya que estas actúan como un importante almacén de carbono (Brown, 1997; De Jong *et al.*, 2008). Los bosques y selvas juegan un papel muy importante por su capacidad de fijar carbono atmosférico y porque de manera reversible son segunda fuente emisora de CO₂ a través de la deforestación causada por factores antropogénicos.

El objetivo principal de este estudio fue cuantificar el almacén de carbono en vegetación de: Selva mediana y Sabana de *Quercus oleoides* y en dos plantaciones forestales de *Eucalyptus urophylla* y *Gmelina arborea* de cuatro años de edad, en compartimentos vivo (fustes de árboles maduros y juveniles, herbáceas y raíz) y en descomposición como hojarasca y ramas caídas mediante el uso de ecuaciones alométricas; así como conocer la estructura florística de la selva. Esta información puede ser usada para pagos por servicios ambientales de captura de carbono.

Materiales y métodos

En el Municipio de Huimanguillo, Tabasco, se ubicaron dos sitios de muestreos. Las plantaciones forestales de *Eucalyptus urophylla* y *Gmelina arborea* de cuatro años de edad, (Coordenadas x : 418 092, y : 1 977 552) y un fragmento de Selva mediana con *Quercus oleoides* (Coordenadas x : 419 039, y : 1 978 129) que se ubico en el rancho el Bari, en la ranchería Huapacal segunda sección. Este sitio pertenece al periodo Terciario y tiene rocas Sedimentarias Areniscas de la era Cenozoica y una altitud de 20 m s.n.m. Los suelos dominantes corresponden a Acrisol húmico media. El segundo sitio se ubico en el ejido Tecominoacán en las (Coordenadas geográficas x : 041 405 y : 1 979 058) en donde se encontraron fragmentos de sabanas con Encino (*Quercus oleoides*) con una superficie de 20 ha con uso ganadero. La zona pertenece al periodo Cuaternario con suelo Aluvial de la era Cenozoica, altitud de 20 m s.n.m. El tipo de suelo es Gleysol vertico fino. Ambos sitios, pertenece a la provincia fisiográfica Llanura costera del Golfo sur y a la subprovincia Llanura y pantanos Tabasqueños, con sistemas de toporformas de llanura. Se ubican en la región hidrológica Coatzacoalcos en la cuenca del Río Tonalá y lagunas del Carmen y Machona, la zona cuenta con un clima Cálido Húmedo con abundantes lluvias en verano (Am), con una precipitación anual de 1686.3 mm. La temperatura media anual es de 26.6 °C (INEGI, 2008).

Las mediciones de biomasa se realizaron en parcelas de 500 m² en forma de “T” en dos rectángulos de 250 m² de 20 x 12.5 m (Rendón y Soto, 2007). Se estimó la biomasa viva (fustes, herbáceas y raíz) y la biomasa en descomposición de hojarasca y ramas caídas.

Para estimar la biomasa aérea (árboles en pie y sus raíces) en cada parcela se midió y registro la especie del árbol, el diámetro a la altura del pecho (dap), de los arboles ≥ 10 cm, así como su altura total. Para los juveniles, en la mitad de uno de los rectángulos (125 m^2) se midieron los juveniles, de 2.5 a 9.5 cm dap. Para estimar la biomasa y el carbono aéreo en los árboles y los juveniles se utilizaron el dap, altura y la densidad de la madera por especies (p) usando la fórmula de Chav *et al.*, (2005) para estimar biomasa (Kg/árbol) en bosques tropical húmedo:

$$Y = \exp(-2.977 + \text{Ln}(p D^2 h)) \quad (1)$$

Herbáceas. Se consideraron las hierbas, pastos o plántulas; se midió la altura dominante, promedio de altura y el porcentaje de cobertura que se transformaron en peso seco en 12 cuadrados de 0.25 m^2 seleccionados al azar en los dos rectángulos, también se registró el tipo de tallos leñosos y/o suculentos (Rendón y Soto, 2007).

Raíces. Para contabilizar la biomasa de raíces se utilizó una ecuación alométrica de Cairns *et al.*, (1997):

$$Y = \exp(-1.0587 + 0.8836 \text{ Ln}(ABC)) \quad (2)$$

donde: ABC=biomasa arbórea más arbustiva.

Biomasa en descomposición. Dentro de los 12 cuadros de 0.25 m^2 se medió al azar la profundidad en cm de la hojarasca y humus. La biomasa en kilogramos por hectárea se cálculo de la formula de Rendón y Soto (2007).

Ramas caídas. Se trazo una línea de 20 m por rectángulo y se midió el diámetro y largo de todas las ramas caídas sobre el suelo que cruzaran la línea; se reconoció el estado de descomposición de la misma. Con el diámetro se estimo el volumen, y este se transforma a peso seco (gr), usando (Rendón y Soto, 2007):

$$M = p v \quad (3)$$

donde: P =densidad según el nivel de descomposición, V =volumen de cada rama

Posteriormente se estimaron a una hectárea los contenidos de biomasa de cada componente y sus respectivos equivalentes de carbono usando a Brown (1997):

$$CT = 0.5 (CB \text{ vivo} + CB \text{ descomposición}) \quad (4)$$

donde el carbono existente en el área muestreada fue la mitad de la suma de todos los componentes de biomasa.

Resultados y discusión

Densidad, de los cuatro sitios, las plantaciones forestales de *E. urophylla* y *G. arborea* obtuvieron un promedio de densidad de árboles similares por parcelas de 500 m^2 con 45 y 47 encontrándose distribuidas con una distancia 3×3 m, mientras que los otros dos sitios de selva variaron, la selva mediana fue de 20 y sabana con *Q. oleoides* fue de 12; este último tipo de vegetación por contar con un uso ganadero con practica de limpieas y chapeos reducen la presencia de herbáceas y arbole juveniles, también es común en las sabanas encontrar densidades bajas de individuos debido a condiciones ambientales.

Cuadro 1. Estadísticos descriptivos dap y altura para los cuatro tipos de vegetación

Tipo de Vegetación		N individuos	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<i>E. urophylla</i>	Altura (m)	954	1.5	12.0	6.26	2.08
	dap (cm)	954	2.5	17.8	9.06	3.02
<i>G. arborea</i>	Altura (m)	906	2.0	8.0	5.96	1.46
	dap (cm)	906	2.5	29.5	11.04	4.59
Selva Mediana	Altura (m)	204	2.0	20.0	9.09	3.45
	dap (cm)	204	4.0	74.8	22.16	16.04
Sabana de <i>Q. oleoides</i>	Altura (m)	258	2.5	15.0	8.81	3.11
	dap (cm)	258	5.0	63.0	25.97	14.39

El diámetro en la plantación de *E. urophylla* fue parecido al de *G. arborea* (Cuadro 1), concentrando la mayor cantidad de individuos dentro del rango diamétrico de 8.62-11.68 cm, para la *G. arborea* la mayor cantidad de individuos se ubicaron en el rango de 7.9-13.3 cm de dap. No así en los ambientes de selva mediana con dap promedio de 22.15 cm y con la mayor concentración de clases diamétricas en los rangos de 4-18.2 cm; para la sabana con *Quercus oleoides* fue de 25.97 cm concentrada en rangos de 5-16.6 cm y con alta densidad también en 16 a 39 cm dap; las distribuciones diamétricas en selvas presentaron una tendencia a la heterogeneidad con mayores desviaciones estándar, lo cual es característico de ambientes naturales. Para el caso de la selva mediana pertenece a la clase diamétrica según Bongers *et al.* (1988) tipo I donde existe una buena reproducción y reclutamiento continuo, aquí la mayoría de los árboles se presentan en las primeras categorías y solo algunos individuos ocurren de manera aislada en las categorías diamétricas mayores. Estas condiciones ubican a este ambiente en fase de dinamismo (Rodríguez *et al.*, 2006). Para la sabana la distribución diamétricas es un reflejo del uso ganadero, donde el chapeo o limpia de pastos elimina diámetros pequeños y herbáceas, por lo que diámetros >5 predominan junto con diámetros >16 cm.

La altura en las plantaciones fue menor a la de las selvas. Esta distribución diamétrica y altimétrica influye la cantidad de biomasa y de carbono en los tipos de vegetación.

El índice de diversidad de Shannon en la selva mediana subperennifolia fue de 2.06 considerado bajo, se registraron 204 árboles distribuidos en 14 especies, 16 géneros, repartidas en 16 familias. Las especies con mayor IVI fueron *Casearia nitida*, *Vochysia guatemalensis*, *Syzygium jambos*, *Miconia argentea* y *Acoelorrhaphe wrightii*.

La biomasa promedio por compartimento dentro de los ambientes se muestra en el Cuadro 2. La mayor cantidad de biomasa se presentó en el compartimento de los árboles adultos siendo el menor para las ramas caídas. En estudios de relación de clases diamétricas y biomasa-carbono, se ha encontrado que conforme mayor sea el diámetro aumenta el carbono, en este caso, en la selva mediana y sabana con *Q. oleoides*; es donde se presentaron los diámetros mayores. En este contexto, Rodríguez *et al.* (2006) observó que los árboles con diámetros a los 40 cm con especies características de bosques de niebla incluyeron algunas especies de *Quercus sp* fijaron más carbono en todos los compartimentos que aquellas que se encontraban en diámetros pequeños, y atribuye estas variaciones a que estos todavía se encuentran en un proceso de fijación de carbono en todos sus componentes. Otros trabajos reportan que el carbono es mayor en las categorías diamétricas de 60-80 cm en el bosque natural. Generalmente los árboles pequeños menores de 10 cm de dap contribuyen poca biomasa y carbono pero todo esto depende de la edad, para los bosques depende del estado sucesional en el que se encuentre. Aunque a determinado tamaño y edad características del bosque y sus especies el almacén anual de carbono disminuye y solo existen producción para mantenimiento y reproducción. En la

sabana con *Q. oleoides* es donde se registró la mayor cantidad de biomasa y el menor, en las plantaciones forestales; se observa en el Cuadro 1 que los diámetros mayores se encontraron en la sabana y selva. El análisis de varianza y comparación de medias demostró que la biomasa total en los cuatro ambientes, fue significativamente diferente $\alpha=0.05$, realizando dos agrupaciones, una para sabana y selva versus las plantaciones.

Cuadro 2. Biomasa promedio por compartimento

	<i>E. urophylla</i>	<i>G. arborea</i>	Selva mediana	Sabana de <i>Q. oleoides</i>
Árboles adultos (ton ha ⁻¹)	12.65	18.61	97.79	106.42
Árboles juveniles (ton ha ⁻¹)	4.12	2.43	1.20	1.99
Herbáceas (ton ha ⁻¹)	0.49	0.20	5.86	0.59
Raíces (ton ha ⁻¹)	4.13	1.23	19.83	21,54
Hojarasca y humus (ton ha ⁻¹)	8	8	8	8
Ramas caídas (ton ha ⁻¹)	0.12	0.60	0.57	0
Promedio (ton biomasa ha ⁻¹)				
Desv Est.	29.50 ± 9.33	31.07 ± 9.45	127.01 ± 50.59	136.58 ± 40.29

En la biomasa por componente que es un indicador del carbono, la mayor concentración fue en árboles adultos para todos los tipos de vegetación, con rangos de 43 a 60% en plantaciones y de >70% en selvas; seguido en las selvas por raíces y en las plantaciones por hojarasca y humus, el menor se presentó en las ramas caídas en los dos sistemas (Figuras 1-4). Cairns *et al.*, 1997 reportan que de la biomasa aérea el 25% es de raíz, en estos resultados los rangos fueron de 15% en plantaciones a 14 y 4% en selvas. Los resultados aquí mostrados se comparan con un estudio de González-Zárate (2008), quien encontró que la biomasa total en la especie de *Quercus sp.* se distribuyó con el 87.2% en el fuste, el 9.8% en ramas menores y el 2.3% en follaje. Otro como el de Gamarra (2001) en un bosque de *Eucalyptus globulus* reporta la biomasa por arriba del suelo en 73.03 ton ha⁻¹; biomasa abajo del suelo 21.64 y hojarasca 4.99 ton ha⁻¹, evidencia de mayor cantidad de biomasa por arriba del suelo. A esto se suma otro resultado como el de Swamy *et al.* (2003) en un sistema agrosilvicultural con *G. arborea* de 4 años con Soya (*Glycine max*) en la India, en donde reporta que de los componentes del árbol, el fuste tuvo la mayor contribución de biomasa con el 79.4%. En una plantación de *G. arborea* de diferentes edades (10-28) años, se reporta que la biomasa arbórea varió de 81.5 a 392 ton ha⁻¹ siendo el mayor para el rodal más antiguo y se distribuyó con el 83, 13.5 y 3.5% para tallo, ramas y follajes respectivamente. Los resultados encontrados muestran que en el presente estudio, en todos los ambientes, el mayor porcentaje de biomasa fue aérea, en las plantaciones en el 72 y 73% y en los sistemas naturales en el 93 y 94% incluyendo todos los componentes (árbol adulto y juvenil, herbáceas y raíces); mientras que los menores se presentaron en la biomasa en descomposición.

El análisis estadístico demostró diferencias con $P<0.0001$. Para las plantaciones las diferencias se presentaron en el compartimento de árboles y hojarasca y humus versus los demás componentes, y en las selva mediana y sabana de *Q. oleoides* árboles adultos y raíz versus los demás componentes (Cuadro 3). Estos resultados se asemejan los de Garcías-Morales (2013) donde en la selva mediana de canacohite encontró más biomasa en adultos, juveniles y raíces versus plantaciones de hule con biomasa en adultos, raíces y hojarasca. En las plantaciones la hojarasca y humus se acumula más

debido a la alta densidad de individuos de la misma especie, no se tienen datos de la tasa de descomposición en plantaciones, pero se encuentra regulada por el clima, las características químicas de la hojarasca, la fauna desintegradora y características del suelo, en la selva la tasa de descomposición ocurre en menos de un año (Álvarez-Sánchez y Harmon, 2003).

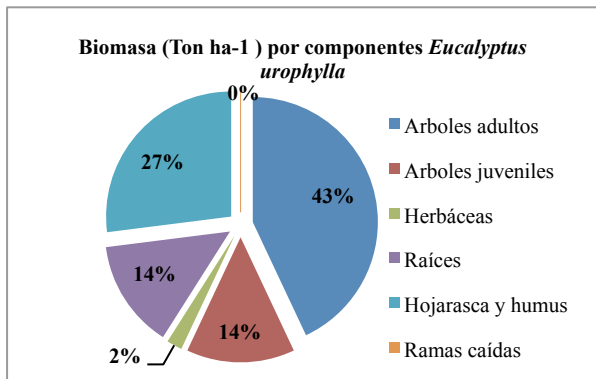


Figura 1. Biomasa (ton ha⁻¹) *Eucalyptus urophylla*.

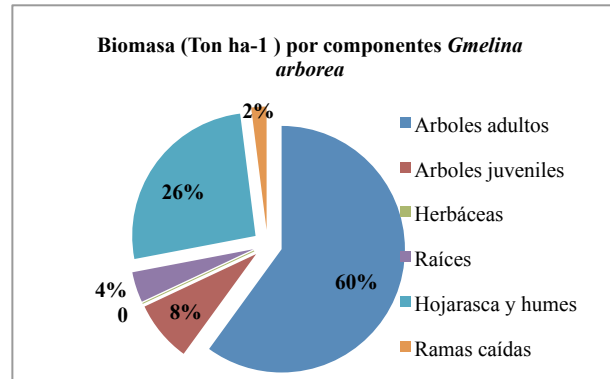


Figura 2. Biomasa (ton ha⁻¹) *Gmelina arborea*.

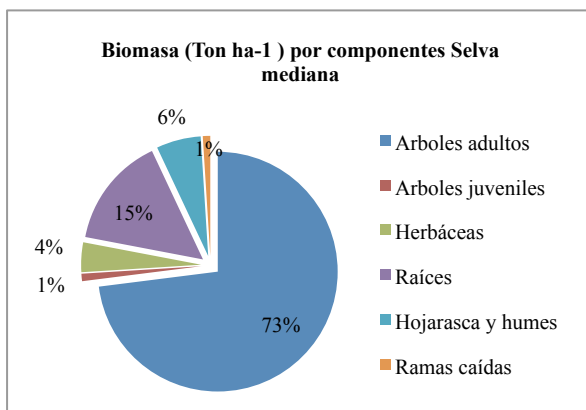


Figura 3. Biomasa (ton ha⁻¹) Selva mediana.

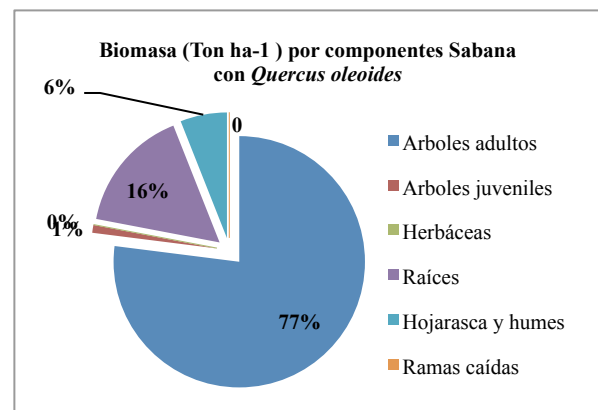


Figura 4. Biomasa (ton ha⁻¹) Sabana con *Q. Oleoides*.

Cuadro 3. Biomasa por componente en cada sistema

Sistema	Componente y Tukey-Kramer					
<i>E. urophylla</i>	1 ^a	5b	4c	2c	3d	6d
<i>G. arborea</i>	1 ^a	5b	2c	4c	6c	3c
Selva mediana	1 ^a	4b	5c	3c	2c	6c
Sabana de <i>Q. oleoides</i>	1 ^a	4b	5c	3c	2c	6c

1: Árboles adultos, 2: Árboles juveniles, 3: Herbáceas, 4: Raíz, 5: Hojarasca y humus, 6: Ramas caídas.

Carbono total. El Cuadro 4 muestra la concentración promedio del carbono almacenado en los cuatro sitios incluidos todos los compartimentos, (biomasa viva y biomasa en descomposición). El mayor contenido de carbono se presentó en la sabana de *Q. oleoides* así como la selva mediana, y los menores se ubicaron en las plantaciones forestales. Tal y como lo reportan, Martínez-Sánchez y Cámara, (2012) en un estudio en bosques húmedos, en donde encontraron que la biomasa es menor en bosques sub-húmedos comparados con los bosques húmedos, en donde el número de especies fue mayor. Tal como se encontró en este trabajo en donde el mayor carbono se presentó en los mayores

diámetros y las edades de conservación. En el caso de la sabana de *Q. oleoides* donde se obtuvo mayor cantidad de carbono almacenado comparado con el de Agudelo-Guinan (2009) en un bosque de *Q. humboldtii* con un total de 139.86 ton C ha⁻¹, resultan ser valores bajos los reportados en esta investigación; debido a varios factores como el hecho que la selva y sabana están en ambientes subhúmedo, con suelos pobres y con uso ganadero que limita la presencia de juveniles y herbáceas, lo cual ha impactado su diversidad, densidad y crecimiento.

Por su parte, las plantaciones forestales almacenaron el menor carbono, Fonseca *et al.*, (2009) en un estudio en plantaciones de *Vochisia guatemalensis* y de *Hyeronyma alchorneo* en bosques secundarios de diferentes edades encontró que la biomasa y el carbono almacenado aumento con la edad en todos los componentes; las plantaciones como se menciono eran de 4 años. Así también la tasa de fijación de carbono está en función de la especie, el índice de sitio, el turno, edad, crecimiento, etc., se ha observado que el carbono en los sistemas naturales es dinámico y está relacionado principalmente por las formas de manejo, además que tanto el contenido como la concentración de carbono dentro de una planta va a depender de la composición florística, edad, densidad, fisiología, fisonomía, sanidad, relaciones con otros organismos, velocidad de crecimiento y a los diversos factores de alteración que pudieran existir dentro y fuera de sí (Brown, 1997; Barrionuevo y Pam, 2009).

Cuadro 4. Carbono total por ambiente

	<i>E. urophylla</i>	<i>G. arbórea</i>	Selva mediana	Sabana de <i>Q. oleoides</i>
Carbono promedio total (ton ha ⁻¹)	14,75 ± 4,66 b	15,54 ± 4,73 b	63,51 ± 26,66 a	68,29 ± 20,14 a

Letras diferentes señalan diferencias significativas entre ambientes (P<0,05).

Conclusiones

Los diámetros así como las alturas fueron mayores en los sistemas naturales y los menores en las plantaciones, esto influyo en su mayor biomasa y carbono acumulado. El análisis estadístico mostró que existieron diferencias significativas en la biomasa por compartimento, señalando que para plantaciones en el fuste y la hojarasca es donde se encontraron más marcadas estas diferencias y para selva y sabana fuste y raíz. Finalmente el mayor almacén de carbono fue para la selva mediana y sabana con *Q. oleoides* y el menor en las plantaciones forestales. Las estimaciones de carbono pueden usarse como base para desarrollar pagos de carbono y fortalecer la conservación de selvas y sabanas con encinos, así como fomentar reconversión productiva a plantaciones forestales.

Bibliografía

- Agudelo-Guinan M. I. 2009. Biomasa aérea y contenido de carbono en bosques de *Quercus humboldtii* y *Colombobalanus excelsa*: corredor de conservación de robles Guantiva La Rusia-Iguaque (Santander-Boyacá). Tesis de pregrado. Santiago de Cali: Facultad de ciencias básicas, Universidad Autónoma de Occidente.
- Álvarez-Sánchez J., M. E. Harmon 2003. Descomposición de hojarasca: hojas y madera. En Álvarez-Sánchez J. y E. Naranjo-García (eds). Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México. INECOL. UNAM. pp. 108-122.
- Barrionuevo S. A., E. Pam. 2009. Evaluación del CO² almacenado en la vegetación del bosque nativo de Santiago del estero (Argentina): Bases para la conservación de bosques en regeneración. Foresta Veracruzana 11:1-10.
- Bongers F., J. Popma, J. Meave del Castillo, J. Carabias. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of los Tuxtlas, México. Vegetation 74:55-80.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forest. A primer. FAO Forest Resources Assessment Publication No. 134. Roma. 55 pp.
- Cairns M. A., S. Brown, E. H. Helmer, E. H. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. Oecologia 111:1-11.



- Chav J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- De Jong B. H., R. Tipper, L. Soto-Pinto. 2008. Proyecto *Scolec'Te*: la participación de comunidades rurales en el mercado internacional de venta de carbono. *En*: B. Fernández, A.J. Martínez y P. Osnaya R. (comps) 2^a. ed. Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Fonseca G. W., F. Alice, J. M. Rey. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque* 30:36-47.
- González-Zárate M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus masiminoi* HE Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz, y *Quercus* sp. en el norte del estado de Chiapas, México. Tesis de maestría, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- INEGI. 2008. Sistema para la Consulta del Anuario Estadístico de Tabasco. Síntesis de información geográfica del Estado de Tabasco. Secretaría de Planeación y Presupuesto. 1^a. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática. México. 574 pp.
- Martínez-Sánchez J., L. Cámara. 2012. Is there a relationship between floristic diversity and carbon stocks in tropical vegetation in Mexico?. *African Journal of Agricultural Research*. 7:2584-2591.
- Ordoñez J. A. B., O. Masera. 2001. Captura de Carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosque* 7:3-12.
- Rodríguez R., J. Jiménez, O. A. Aguirre, E. J. Treviño. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. *Ciencia UANL* 9:179-188.
- Soto-Pinto L. B., E. de Jong, Esquivel-Bazán, F. G. Jiménez. 2008. Captura de carbono para el desarrollo local. *Revista Ecofrontera*, ECOSUR 30:30-33.
- Rendón C. N., L. Soto. 2007. Metodología rápida para la estimación y monitoreo de captura de carbono. *ECOSUR*. 47 pp.
- Gamarra R. J. 2001. Estimación el contenido de Carbono en plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill en Jenin, Perú. Simposio internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas forestales. Chile. 20 pp.
- Garcías-Morales C. 2013. Carbono almacenado en plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis*) y fragmentos de selva mediana en la Chontalpa, Tabasco, México. Tesis de maestría. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) División Académica de Ciencias Biológicas.
- Swamy S. L., S. Puri, A. K. Singh. 2003. Growth, biomass, carbon storage and nutrient distribution in *Gmelina arborea* Roxb. stands on red lateritic soils in central India. *Bioresource technology* 90:109-126.

1.40 Dinámica de acumulación de C orgánico en suelos vertisoles cultivados en labranza de conservación

Báez-Pérez Aurelio¹; Tinoco-Parámo Cecilia²; Villegas-García J. G.³; Bautista-Cruz Angélica⁴ y González-Molina Lucila⁵

¹INIFAP, Campo Experimental Bajío. Km. 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, C.P. 38110, Celaya, Guanajuato México. Autor para correspondencia: baez.aurelio@inifap.gob.mx

²Estudiante de la UAM-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, C.P. 04960, DF México.

³Instituto Tecnológico de Roque, Km 8 Carretera Celaya-Juventino Rosas, C.P. 38010, Celaya, Guanajuato México.

⁴CIIDIR IPN, Departamento de Recursos Naturales, Hornos 1003, C.P. 71230, Santa Cruz, Xoxocotlan, Oaxaca.

⁵INIFAP, Campo Experimental Valle de México, Km.13.5 de la Carretera los Reyes-Texcoco, Coatlinchan, C.P. 56250, Texcoco, Estado de México.

Resumen

Los suelos vertisoles en el estado de Guanajuato tienen un alto potencial para la producción de cereales y hortalizas, y cubren 41% de su superficie. Sin embargo, la agricultura intensiva ha ocasionado un severo deterioro de los mismos. Las prácticas de labranza de conservación (LC) surgen como una alternativa para aumentar las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y mejorar su fertilidad. Se evaluó la dinámica de acumulación de COS en vertisoles cultivados bajo LC con diferentes tiempos de cultivo: de 0 a 24 años. Durante otoño-invierno se cultiva maíz o sorgo, y durante primavera-verano trigo o cebada. Se recolectaron muestras de suelos, de 0-30 cm de profundidad, en los Campos Experimentales de Villadiego (FIRA) y el Bajío (INIFAP), en parcelas con 0, 3, 11 y 24 años sometidas al sistema de LC con la adición del 100% de residuos de cosecha en la superficie del suelo. Los resultados mostraron que el COS aumentó en función del tiempo de cultivo, con una tendencia aproximadamente lineal ($R^2=0.97$). En año cero se estimó 1.11% de COS, y hasta 2.11% después de 24 años de cultivo. La tasa de acumulación de este elemento, de acuerdo con estos resultados, fue de 1.75 t ha⁻¹ año⁻¹ de COS. Se estimó que anualmente se adicionaron en la superficie del suelo alrededor de 20 t ha⁻¹ de residuos de cosecha (maíz o sorgo + trigo o cebada), por lo cual la tasa de acumulación en el suelo puede considerarse baja. El aumento en las reservas de este elemento modificó el pH del suelo de alcalino a ligeramente ácido, y la DA de 1.24 a 0.95, lo que evidencia una mayor porosidad y permeabilidad.

Palabras clave: COS, agricultura de conservación, sistemas de cultivo.

Abstract

Vertisols in the state of Guanajuato have a high potential for the production of cereals and vegetables, and cover 41% of its area. However, intensive agriculture has caused severe soil deterioration. Conservation tillage practices (CT) are emerging as an alternative to increase soil organic carbon (SOC) stocks, and improve soil fertility. We evaluated the dynamics of accumulation of SOC in cultivated vertisols under CT with different cultivation time: from 0 to 24 years. During autumn-winter season maize or sorghum is cultivated, and during spring-summer season wheat or barley is cultivated. Soil samples were collected from 0-30 cm deep in the Experimental Fields of Villadiego (FIRA) and Bajío (INIFAP) in plots with 0, 3, 11 and 24 years under CT system with 100% of crop residues retention. The results showed that SOC increased over the time of cultivation, with a linear tendency ($R^2 = 0.97$). In year zero the estimated SOC was 1.11%, and to 2.11% after 24 years of cultivation. The

rate of accumulation of SOC was $1.75 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. It was estimated that around 20 t ha^{-1} of crop residues (sorghum + maize or wheat or barley) were added annually, thus the rate of accumulation in the soil can be considered low. The increase in reserves of SOC modified soil pH from alkaline to slightly acidic, and the BD from 1.24 to 0.95, which shows a higher porosity and permeability.

Keywords: SOC, conservation agriculture, cropping systems.

Introducción

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 (Lal, 2004). El suelo es un cuerpo natural tridimensional que presenta una amplia heterogeneidad vertical, lateral y también a través de tiempo (Post *et al.*, 2001). Debido a ello es un recurso natural que presenta cierta dificultad para delimitar sus estándares de calidad. Para su estudio es necesario evaluar diversos parámetros que permitan medir su estatus y evolución. El contenido de C orgánico en el suelo (COS) es un indicador de calidad, el cual influye de manera importante en las propiedades físicas, químicas y biológicas. Este parámetro es factible de monitorear en los ecosistemas terrestres para evaluar su condición y definir su potencial productivo en una escala tiempo determinada (Bautista-Cruz *et al.*, 2004).

En el caso de los suelos agrícolas la perturbación ocasionada por las continuas prácticas de labranza (barbecho, rastreo y surcado entre otras), implica una constante remoción del suelo, por lo tanto la alteración de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Ongley, 1997). Aunado a estas prácticas, el retiro de los esquilmos agrícolas, la quema de los mismos y la falta de incorporación de abonos orgánicos influyen en el deterioro de la fertilidad de los suelos (Grageda-Cabrera *et al.*, 2004). Una consecuencia de lo anterior es el empleo, por los agricultores, de dosis excesivas de fertilizantes químicos para la producción agrícola, lo cual acarrea consigo contaminación.

Los suelos vertisoles en el país cubren alrededor de 8.6% del territorio nacional (Cruz *et al.*, 2007). En la región Bajío éstos cubren aproximadamente 500 000 ha, y tienen un alto potencial para la producción de granos y hortalizas, cuando hay disponibilidad de agua. Sin embargo, la agricultura intensiva y las inadecuadas prácticas agrícolas han ocasionado un deterioro importante en el suelo. Lo anterior impacta en la ecología y en la rentabilidad para la producción agrícola. Surge, entonces, la necesidad de implementar tecnologías que ayuden a revertir esa problemática. Las prácticas de agricultura de conservación, que se fundamentan en la 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 este propósito. 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). El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la dinámica de la acumulación de C orgánica en suelos vertisoles del Bajío sometidos a diferentes años a las prácticas de labranza de conservación.

Materiales y métodos

El trabajo se efectuó en parcelas experimentales del Centro de Desarrollo Tecnológico Villadiego, del Banco de México-FIRA. El suelo se clasifica como Vertisol districo, de acuerdo con el sistema propuesto por la FAO (FAO-UNESCO, 1988), con un contenido de arcilla de 50 a 65% y de limo de 25 a 35%, y se cultiva con la rotación anual maíz-trigo. Las parcelas correspondieron a terrenos planos, con pendientes menores al 1% y con disponibilidad de riego. Desde 1987 se implementaron parcelas con prácticas de agricultura de conservación con la adición del 100% de los residuos de cosecha en forma de mantillo, y la mínima remoción del suelo. Se siguieron prácticas de agricultura intensiva que

se practican comúnmente en el Bajío: durante otoño invierno se siembra trigo y en primavera verano maíz, es decir, una rotación cereal-cereal. Durante 24 años continuos se ha seguido dicho manejo agronómico, por lo cual se predice un efecto en la acumulación de reservas orgánicas en el suelo.

Se recolectaron muestras compuestas de suelo, 22 sub-muestras cada una, a 30 cm de profundidad: durante la implementación del sistema de labranza de conservación, y 3, 11 y 24 años después de ello. Se evaluaron tres repeticiones por cada tiempo de cultivo. Las muestras fueron secadas a la sombra y a temperatura ambiente. Después se molieron y tamizaron a través de una malla de 2 mm de apertura. Se homogeneizaron las muestras y se determinó en laboratorio el pH en agua relación 1:2, el contenido de C orgánico, mediante el método de Walkley y Black descrito por Jackson (1976). También se determinó la densidad aparente del suelo por el método del cilindro.

Resultados y discusión

Evolución del pH del suelo

Los resultados de los parámetros que se evaluaron en suelos vertisoles, de a 30 cm de profundidad, se presentan en el Cuadro 1. La evolución del pH, desde la implementación de las prácticas de labranza de conservación (LC), disminuyó en función del tiempo de cultivo. El pH alcalino que presentaban los suelos antes de la implementación de la LC, después de 24 años de cultivo, experimentó un abatimiento importante (Figura 2). 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 uso 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.

Cuadro 1. Resultados de acumulación de C orgánico en suelos vertisoles en suelos sometidos a labranza de conservación después de 24 años de cultivo

Años de cultivo en LC	Residuos de cosecha t ha ⁻¹	pH en agua 1:2	MO %	CO %	DA	CO t ha ⁻¹
0	0	7.58	2.14	1.24	1.25	46.6
3	114	7.26	2.49	1.44	1.22	52.8
11	399	6.77	2.93	1.70	1.18	60.2
24	900	6.84	3.63	2.11	0.95	60.0

Materia orgánica

La acumulación de materia orgánica (MO) en los suelos, después de varios años de cultivo con la adición de los residuos de cosecha en la superficie del suelo y la mínima remoción del mismo, fue significativa ($p < 0.05$). Ésta aumentó en función del tiempo de cultivo y la cantidad de materia orgánica que se adicionó con el sistema de labranza de conservación. Se estima que la cantidad esquilmos agrícolas que se dejaron en la superficie de suelo, después de cada ciclo de cultivo fue: durante los ciclos de otoño-invierno entre 5 y 6 t ha⁻¹ de residuos de trigo y en primavera-verano entre 12 y 15 t ha⁻¹ de residuos de maíz, es decir, entre 17 y 21 t ha⁻¹ año⁻¹ de residuos de cosecha. La

acumulación de MO disminuye a medida que aumenta la profundidad, debido a que el contacto con los residuos de cosecha en los estratos más profundo es más distante. Para que ocurra un cambio sustancial a mayor profundidad se requiere de mayor tiempo de cultivo, cuando los procesos propios de lixiviación, intemperización, mineralización, humificación etcétera, incidan en los horizontes más profundos.

Carbono orgánico

La evolución en la acumulación de reservas de C orgánico del suelo (COS) en los vertisoles evaluados presentó un incremento significativo comparado con lo que había cuando se inició con la práctica de agricultura de conservación. El comportamiento en la dinámica de acumulación del COS, de manera general, fue semejante a lo que se expuso en el punto de MO. Lo anterior se explica porque hay una estrecha relación ($R^2 < 0.8$) entre ambos parámetros. La MO del suelo contiene 58% de carbono (Jackson, 1976) y su velocidad de mineralización depende de su composición (cantidad de lignina), grado de desmenuzamiento, distribución en el suelo, manejo agronómico y de las condiciones edafoclimáticas (Curtin *et al.*, 2000).

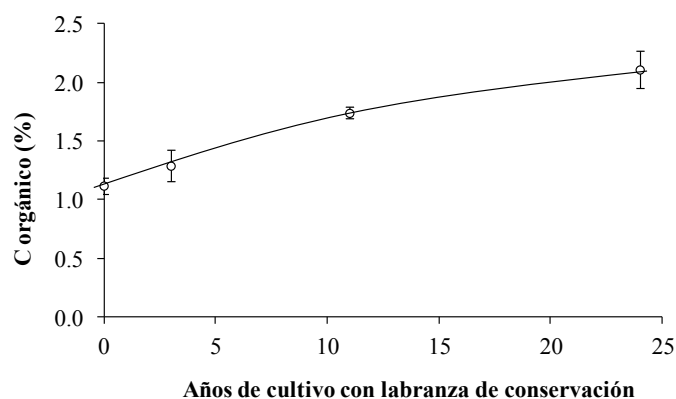


Figura 1. Dinámica de la acumulación de C orgánico en suelos vertisoles.

La curva de acumulación de COS por efecto de las prácticas de labranza de conservación sigue una tendencia aproximadamente lineal. Sin embargo, evidentemente a medida que pasa el tiempo la curva se acuesta (Figura 1). La acumulación del COS en el suelo ocurre cuando los ingresos (residuos orgánicos) son mayores que las pérdidas (erosión, mineralización, lixiviación) (Lal, 2004). Báez-Pérez *et al.* (2009) concluyeron en un estudio, que la tasa de emisión de CO_2 (TEC) del suelo está en función de la humedad retenida en éste y del contenido de COS. Por ello los suelos sometidos a labranza de conservación tienen mayor contenido de MO que es potencialmente mineralizable, en comparación con los suelos donde se practica labranza tradicional, por lo tanto hay una mayor cantidad de emisiones de CO_2 en los primeros. En un estudio previo realizado, en estos mismos suelos (Báez-Pérez *et al.*, 2011.), se concluyó que la TEC aumentó a medida que la concentración de COS fue mayor. En los sistemas con labranza tradicional, en suelos vertisoles del valle Morelia-Queréndaro, la cantidad de residuos de cosecha que se incorporan al suelo suman de 1 a 2 t ha^{-1} , y su humedad volumétrica en los primeros 30 cm de profundidad, durante primavera-verano, puede variar desde 12% en época seca, hasta alrededor de 42% en época húmeda, con una emisión de CO_2 de 0.2 a 1.2 $\text{g m}^{-2} \text{hr}^{-1}$, respectivamente. En los sistemas de LC la humedad volumétrica fluctúa de 20% a 52% y las emisiones de CO_2 , en el mismo sentido, de 0.4 a 2.6 $\text{g m}^{-2} \text{hr}^{-1}$. Lo anterior evidencia que aun cuando existe un ingreso constante de MO en los sistemas de LC, la TEC también es mayor, por lo cual la acumulación de COS también

puede ser limitada. Lograr que la tasa de acumulación de COS sea mayor que la tasa de pérdida del mismo requiere de otras estrategias adicionales además de la incorporación de residuos orgánicos. El empleo de cultivos de amplia cobertura vegetal y la rotación de cultivos podrían constituir alternativas adicionales para disminuir las pérdidas de COS por efecto de la mineralización y erosión.

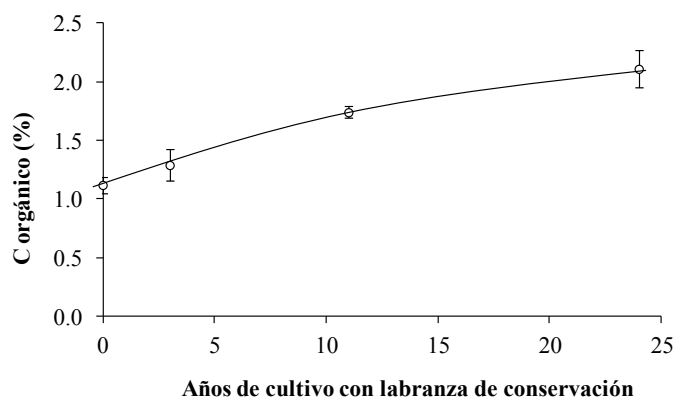


Figura 2. Dinámica de la acumulación de C orgánico en suelos vertisoles por efecto del tiempo de cultivo bajo el sistema de labranza de conservación.

Densidad aparente

La densidad aparente (DA) también mostró un efecto significativo ($p < 0.05$) por efecto de las prácticas de agricultura de conservación. En el año cero se registró una DA de 1.25, y ésta disminuyó, después de 24 años, hasta 0.95 por efecto de los años de cultivo con la mínima remoción del suelo y la continua adición de los residuos de cosecha en forma de mantillo. De acuerdo con estos datos es posible estimar que se han acumulado en los primeros 30 cm de profundidad del suelo cerca de 15 t ha^{-1} de COS después de 24 años de cultivo con el sistema de labranza de conservación. Después de este tiempo la estructura física del suelo evidentemente tiene una mayor porosidad. Esto indica que después de este lapso de tiempo, el carbono se está acumulando por debajo de los 30 cm de profundidad.

Conclusiones

La acumulación de COS en los vertisoles evaluados después de 24 años de cultivo con las prácticas de agricultura de conservación y rotación de cultivos cereal-cereal, fue de alrededor de 1% en los primeros 30 cm de profundidad. El aumento en las reservas de este elemento modificó el pH del suelo de alcalino a ligeramente ácido, y la DA de 1.24 a 0.95, lo que evidencia una mayor porosidad y permeabilidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a por Centro de Desarrollo Tecnológico de Villadiego.

Bibliografía

Báez-Pérez A., E. Huerta-Martínez, J. Velázquez-García, M. A. Bautista-Cruz. 2011. Acumulación y flujo de carbono en vertisoles cultivados en labranza de conservación. *En*: Paz F., R. M. Cuevas (eds). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2011 del Programa Mexicano del Carbono. Instituto Nacional de Ecología. México. D.F. pp. 204-2011.



- Báez-Pérez A., J. D. Etchevers, M. Haulon, G. Werner, G. Flores, C. Hidalgo. 2009. Pérdida de carbono por erosión hídrica y emisiones de CO₂ en tepetates habilitados para la agricultura. *En*: Gallardo J. F., J. Campo, M. E. Conti (eds). Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos. Salamanca, España. pp. 25-48.
- Bautista-Cruz A., J. D. Etchevers-Barra, R. F. del Castillo, C. Gutiérrez-Castorena. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13:90-97.
- Cruz C., C. Balbontin, F. Paz, J. Etchevers, P. Krasilnikov. 2007. Variabilidad morfogenética de los suelos en México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. *En*: Memoria del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León, Guanajuato, México.
- Curtin D., H. Wang, F. Selles, B. G. McConkey, C. A. Campbell. 2000. Tillage effects on carbon in continuous wheat and fallow – Weath rotations. *Soil Science Society of America Journal* 64:2080-2086.
- FAO-UNESCO. 1988. Soil map of the world. Roma, Italy.
- 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-Cabrera O. A., T. Medina-Cázares, J. L. Aguilar-Acuña, M. Hernández-Martínez, E. Solís-Moya, G. A. Aguado-Santacruz, J. J. Peña-Cabriales. 2004. Pérdidas de nitrógeno por emisión de N₂ y N₂O en diferentes sistemas de manejo y con tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia* 38:625-633.
- Gregorich E. G., M. R. Carter. 1997. Soil quality for crop production and ecosystem health. *Development in Soil Science* 25:125-165.
- Jackson M. L. 1976. Análisis químico de suelos. 3a ed. Trad. al español por José Beltrán Martínez. Omega. Barcelona, España. pp. 282-283.
- 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.
- Post W. M., R. C. Izaurralde, L. K. Mann, N. Bliss. 2001. Monitoring and verifying of changes of organic carbon in soil. *Climatic change* 51:73-99.

1.41 Estimación del almacenamiento de carbono en suelo y árboles de guayaba aplicando ecuaciones alométricas en Calvillo, Aguascalientes

Meraz-Jiménez Antonio de J.¹; Galarza-Mendoza José L.²; Rojas-García Fabiola³; Torres-González Jorge A.¹; Romo-Durán Juan J.¹; Luna-Ruiz José de J.¹ y Ponce-Montoya Amalio¹

¹Universidad Autónoma de Aguascalientes, Av. Universidad 940, Col. Cd. Universitaria, Aguascalientes, C.P. 20131, Aguascalientes. México. Autor para correspondencia: ajmeraz@correo.uaa.mx

²Instituto Tecnológico de Torreón, Carretera Torreón-San Pedro, km 7.5, Ejido Ana, C.P. 27170, Coahuila, México.

³Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

Resumen

El suelo es uno de los componentes naturales de importancia para el almacenamiento de carbono (C) en el sistema de producción de guayaba (*Psidium guajava* L.), depende en gran medida del contenido de materia orgánica lo que determina la calidad de este componente en las huertas. Calvillo es de las regiones que históricamente han destacado en la calidad del producto en este cultivo, sin embargo, la situación actual demuestra un efecto de crisis ambiental que influye en el modelo productivo y la calidad del mismo. El objetivo fue determinar el almacenamiento de C en suelo y usar ecuaciones alométricas para estimar biomasa y C almacenado en las huertas. Para el caso, se procedió a muestrear suelo a una profundidad de 30 cm, al pie del árbol. Para determinar la biomasa y C en los árboles, se ubicaron 33 huertas midiéndose el DAP estimado a partir de las ecuaciones alométricas obtenidas de un modelo de regresión lineal. La ecuación para predecir el volumen de biomasa fue $BA=1.7737*DAP^{1.2282}$ y para predecir contenido de C del árbol fue $CCA=1.0096*DAP^{1.2235}$. Se destaca que los suelos donde están establecidas las huertas contienen un promedio de 2.70% de carbono; 4.65% de materia orgánica, 9.61% nitrógeno inorgánico y con una densidad promedio aparente de estos suelos de 1.10 g cm^{-3} . En cuanto a biomasa y contenido de C, se encontraron tres árboles con volúmenes de C superiores a 700 kg (705, 739 y 781 kg respectivamente) y a nivel de huerta, la mayor concentración fue de 614, 571 y 500 kg. Los promedios menores fueron de 117, 116.4 y 115 kg.

Palabras clave: carbono edáfico, guayabo, carbono aéreo.

Abstract

Soil is one of the natural components of importance for carbon (C) storage in the guava (*Psidium guajava* L.) production system, depends, mostly, on the content of organic material that determines the quality of this component in the orchards. Calvillo is one of the regions that have historically excelled in product quality of this crop, however, the current situation shows an effect of environmental crisis affecting the production model and the quality of it. The objective was to determine the carbon storage in soil and use allometric equations to estimate biomass and carbon stored in the orchards. For that matter, we proceeded to sample soil to a depth of 30 cm, at the foot of the tree. To determine the biomass and carbon in trees, 33 orchards were located, and the estimated DAP was measured from allometric equations obtained from a linear regression model. The equation to predict the biomass volume was $BA=1.7737*DAP^{1.2282}$ and the equation to predict the carbon volume content in the tree was $CCA=1.0096*DAP^{1.2235}$. It is noted that the soils where there are established the orchards contain an average of 2.70% carbon, 4.65% organic matter, 9.61% inorganic nitrogen and an apparent average density of these soils from 1.10 g cm^{-3} . As to biomass and carbon content, we found three trees with



carbon volumes exceeding 700 kg (705, 739 and 781 kg respectively) and in the level of orchard, the highest concentration was 614, 571 and 500 kg. Lower averages were 117, 116.4 and 115 kg.

Introducción

México es el segundo productor mundial de guayaba (*Psidium guajava L.*) después de la India, con poco más de 22.6 mil ha (INIFAP-Ags., 2009; SIAP-SAGARPA, 2011). Calvillo en lo particular, su capacidad de oferta es todo el año en poco más de 6000 ha plantadas y su rendimiento ha sido superior al promedio nacional con poco más de 15 ton ha⁻¹, contra 13 ton ha⁻¹, (BM, 2011). Sin embargo, se ha reducido el margen de utilidad del agricultor haciéndolo más vulnerables a factores externos naturales y económicos y mucho más dependiente de los subsidios estatales, motivando a que un mayor número de productores abandonen los huertos (Cruz-García, 2011). En esta región se está desarrollando un proyecto orientado a la determinación del almacenamiento de carbono tanto en planta como en suelo. Los árboles en un huerto funcionan como un proceso dinámico y desde el punto de vista de un balance de masa incluye una entrada (insumos), un movimiento (crecimiento) y una salida (mortalidad y cosecha); en el caso del suelo, el contenido y la variabilidad espacial del carbono, se ha estudiado poco en terrenos agrícolas con alta pendiente, sin embargo, el diseño de estrategias para la captura de este elemento requiere de una mejor comprensión (Vergara-Sánchez *et al.*, 2004). Los suelos agrícolas de clima semiárido poseen baja resiliencia en relación a la recuperación del carbono perdido como resultado de su uso agrícola. La mayor resistencia observada en los suelos de clima semiárido puede ir asociada a la mayor estabilidad del carbono de los suelos forestales semiáridos que resultaría de su baja concentración en C asociadas a bajas productividades (Romanyá *et al.*, 2007). El objetivo del estudio es, por un lado, determinar la concentración de carbono orgánico contenido en el suelo a pie del árbol, y por el otro, determinar la concentración de C en huertos de guayabo (*Psidium guajava L.*) en el municipio de Calvillo de Aguascalientes, aplicando ecuaciones alométricas; uno de los principios del estudio es el poder revalorar al cultivo de guayaba, como parte de los servicios ambientales que se derivan de un sistema de captura de C.

Materiales y métodos

Localización del área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la zona productora de guayaba de Aguascalientes, en el municipio de Calvillo, este se localiza entre las coordenadas 21°41'59.17" a 22°7'59.69" latitud norte (N) y 102°29'57.72" a 102°54'1.05" longitud oeste (O), al poniente del estado. Según la fuente del sistema de información geográfica (SIG) el municipio ocupa 94 195.147 ha y representa el 16.47% del territorio del estado.

Muestreo de suelo

La obtención de la muestra se realizó al pie del árbol en el área que se conoce como cajete, debajo el dosel, a 30 cm de profundidad.

Tamaño de la muestra

Se definió en base al conocimiento de expertos, realizando una ubicación de las huertas en el Sistema de Información Geográfica (SIG), así mismo, se llevó a cabo un recorrido de reconocimiento

de la geografía del área y los grupos de productores del municipio, en base a estas actividades se determinó un muestreo estratificado por su geografía, con un tamaño de muestra de 18 sitios distribuidos a lo largo de la vertiente productiva del municipio. Esta vertiente coincide con dos unidades agroecológicas muy importantes, que se conocen como Valle de piso amplio profundo de topografía discontinua correspondiente a la región calvillo – Mesa grande y Valle de piso amplio profundo con lomeríos lobulados de san Tadeo – Ojo caliente (Meraz *et al.*, 2010)

Variables a medir

Fueron, el contenido de carbono y la materia orgánica, por el método de Walkley y Black, el contenido de nitrógeno inorgánico, que se analizó por el método micro-Kjeldahl, la determinación de la densidad aparente (DAP) fue mediante el método de Probeta y la textura se determinó por el procedimiento de Bouyoucos, indicados por la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002).

Análisis de datos

Se realizó un análisis de regresión múltiple, tomando como variable dependiente la concentración de C orgánico, y como variables independientes, el contenido de materia orgánica, nitrógeno inorgánico y densidad aparente, la textura se analizó usando estadísticas descriptivas solo para responder a ese tipo de características del suelo.

Determinación de biomasa y C en árboles de guayabo

Para determinar la biomasa y C en los árboles, se ubicaron 33 huertas. El dato principal que se utilizó para la fórmula fue el del DAP, en este caso, a 1.5 m, para lo cual se tomó la suma de los diámetros de los troncos o brazos principales. Con estos datos se aplicaron las ecuaciones para determinar la biomasa aérea (BA) y contenido de carbono aéreo (CCA) en kg:

$$BA=1.7737*DAP^{1.2282} \quad (1)$$

$$CCA=1.0096*DAP^{1.2235} \quad (2)$$

El potencial de carbono por hectárea, se calculó multiplicando el promedio de los tres árboles por el número de árboles por ha (determinado por la densidad de plantación).

Resultados y discusión

Como parte del análisis físico – químico de las muestras de suelo, se encontró que el contenido de materia orgánica oscila en un rango de 1.031 a 7.261%, con un valor de media de 2.802%. El carbono orgánico que es un elemento altamente dependiente del contenido de materia orgánica (MO) en el suelo, tiene un comportamiento en las huertas en un rango de 0.598 a 4.212% con una media estimada de 1.625; así mismo, la DAP, la cual es medida en función del peso por superficie (g cm^{-3}), se estimó en un rango de 0.976 a 1.181, con una media estimada de 1.103 g cm^{-3} . Sin embargo, cabe mencionar que la densidad aparente del suelo muestra una baja desviación típica 0.064 g cm^{-3} lo que explica que dichas unidades de suelo estimadas al pie del árbol mantienen una estructura homogénea, en este sentido la DAP depende en gran medida del contenido de MO, de la estructura y funciona como un indicador de la calidad física y estructural del suelo.

Relación Materia orgánica (MO) – carbono orgánico (Co)

La MO del suelo se encuentra estrechamente relacionada con aspectos que le brindan calidad al suelo en condiciones normales, como por ejemplo la fertilidad, propiedades físicas del suelo y la productividad. Las mejores condiciones físico – químicas y biológicas para la mayoría de los cultivos están determinadas en un rango de 5 a 20% (Vergara-Sánchez, 2004). Para el caso de estudio, se encontró que el Co, depende en gran medida de los contenidos de MO agregados y contenidos en la capa superficial de 0 a 30 cm de profundidad; esto significa que a medida que una unidad porcentual de MO se agrega al suelo, el Co se incrementara proporcionalmente una unidad porcentual, determinamente el Co es un indicador de calidad y por consiguiente un elemento que puede generar un bono por servicio ambiental. En las estimaciones estadísticas, se observa que el coeficiente de determinación se eleva por encima de un 92%, con un nivel de significancia de $\alpha=0.5$ calculado contra el modelo $Y=0.5y$ $P<0.0001$. La ecuación del modelo variable carbono orgánico es:

$$Co = 0.5 + 0.43501988166843 * \text{materia orgánica} \quad (3)$$

Análisis de las concentraciones de materia orgánica y carbono orgánico

El porcentaje de materia orgánica el mayor valor lo obtuvo la muestra del suelo del árbol uno, con 7.2% y en base en la norma, lo clasifica dentro de la clase muy alta, con un valor $>6.0\%$ de MO, para suelos no volcánicos, las demás muestras entran dentro de las clases de alta y baja, conforme a la NOM-021-RECNAT-2000 (Figura 1).

El carbono orgánico, que es un elemento altamente dependiente del contenido de materia orgánica (MO) en el suelo, se encuentra en un rango de 0.598 a 4.212% con un promedio estimado de 1.625 (Figura 1). Estos resultados de C sirven como base para posteriores estudios, ya que no existe evidencia de estudios previos de C en suelo en la región.

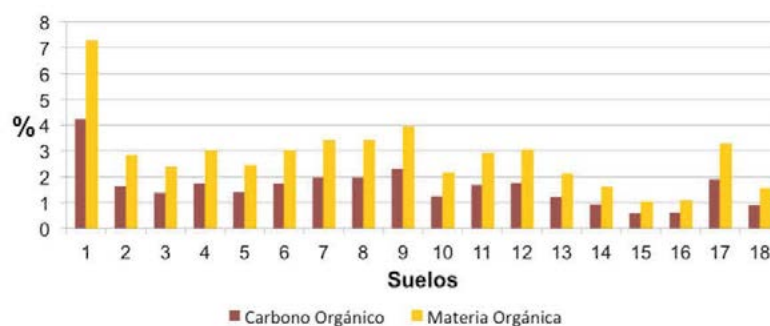


Figura 1. Concentración de carbono y materia orgánica en las muestras de suelo en base al No. de árbol.

El análisis de nitrógeno inorgánico se presenta en el Figura 2. En base en la norma estos suelos pertenecen a la clase muy bajo ya que su valor esta, entre 0 y 10 mg kg^{-1} . Estadísticamente el suelo uno fue el de mayor concentración de nitrógeno.

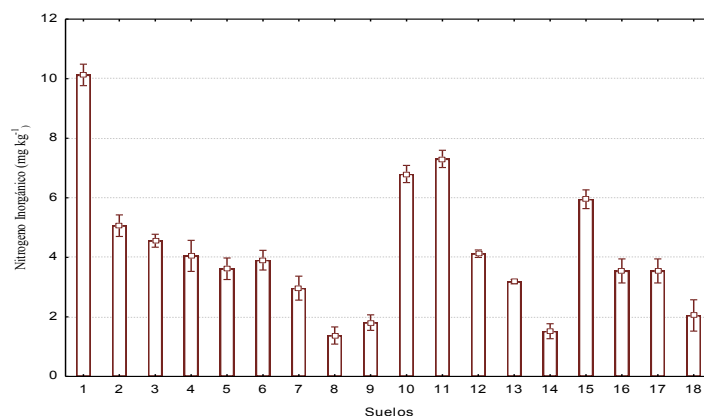


Figura 2. Contenido de nitrógeno inorgánico en suelos de Calvillo, Ags. *valores con las misma letra son iguales estadísticamente por columna, (DSM a una $P \leq 0.05$) coeficiente de variación 14.05%. Los valores que se presentan son los promedios de tres repeticiones.

Con base a los resultados de textura (Figura 3), los suelos entran dentro de la categoría de textura media y fina. En donde los suelos de textura media, son de porosidad equilibrada que permiten buenas condiciones de aeración y drenaje, presentan una capacidad para retener agua y nutrimentos.

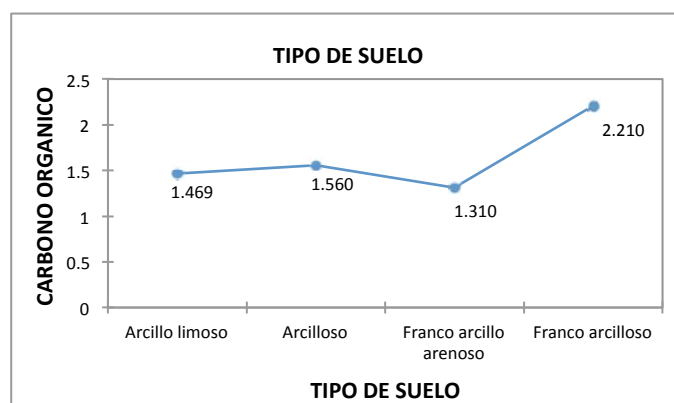


Figura 3. Comparación entre la textura del suelo y el % de CO.

La variación de la densidad aparente en los suelos estudiados osciló entre 1.1 y 0.9 g cm^{-3} ; estadísticamente no hubo diferencia significativa.

Contenido de Carbono en la biomasa aérea en árboles de guayaba

En relación con la biomasa aérea, la mayoría de los árboles muestreados (44%) tienen un peso entre 400 y 800 kg, mientras que el 40% un peso menor a 400 kg, el 12% entre 800 y 1200 kg y solo un árbol tuvo un peso superior a 1200 kg.

Se destaca uno de los árboles de la huerta conocida como *delante de los adobes* con 1408 kg y La palma con dos 1331 y 1270 kg respectivamente. Los árboles con menor biomasa fueron el Sauz con 69 kg, seguido de manguillas y arroyo del mezquitillo con 110 y 127 kg cada uno.

En relación al contenido de carbono aéreo por árbol de cada huerta, el promedio fue de 282 kg, siendo el de mayor contenido un árbol de la huerta *delante de los adobes* con 781 kg, mientras que el de menor volumen fue uno del *Sauz* con 39 kg. El 37% de los árboles se ubica con menos de 200 kg, el



41% entre 200 y 400 kg, mientras que el 17% tuvo entre 400 y 600 kg y solo el 5% fue superior a 600 kg de C.

El contenido de C de los tres árboles muestreados, la mayor concentración se encontró en los de la huerta *la palma* con un promedio de 614 kg; la *panadera* con 571 kg y *delante de los adobes* con 500 kg. Los promedios menores se obtuvieron en los árboles de las huertas el *inventario* (117 kg), *guamúchil* y la *presa codorniz* (116.4 kg) y el *Sauz* (115 kg).

El promedio de C almacenado por ha fue de 63 ton. La mayor cantidad fue de 161.4 ton/ha⁻¹ en la huerta la Barranca (densidad de plantación 5x5 m); Delante de los adobes con 139 ton ha⁻¹ (6x6); y La Panadera con 116.66 ton ha⁻¹ (7x7 m). Las menores cantidades fueron 36.28 ton ha⁻¹ en mesa sembrada; Loma de los pollos, 29.05 ton ha⁻¹; y Arroyo del mezquitillo con 26.04 ton ha⁻¹.

Conclusiones

El contenido de C en el suelo va a depender en gran medida de las concentraciones y agregados de la MO en el suelo, por lo que se explica que el C es un indicador de la calidad del mismo en las Huertas de Guayabo, esto quiere decir que a mayor concentración de C a 30 cm de espesor en la capa superficial, mejores condiciones tendrá el suelo de calidad.

Con el uso de las ecuaciones alométricas establecidas en la fase destructiva del proyecto se calculó la biomasa aérea y el contenido de carbono aéreo de los árboles de guayabo, midiendo en campo el DAP a 1.5 m, estimando a partir de los datos resultantes el volumen potencial de captura de C por ha, considerando las características de la huerta. Se identificaron dos factores que explican el potencial de captura de C a nivel de huerta: la edad y la densidad de plantación. Se observaron agrupamientos de huertas con diferentes valores de C en ciertas zonas, sin embargo, los resultados no son concluyentes, ya que en se tendrá que hacer un estudio detallado de los sistemas de manejo, así como el impacto en los valores del C en suelo.

Bibliografía

- BM. 2011. Banco de México. Calculadora de Inflación. Estimación calculada para el periodo de enero del 2006 al 31 de diciembre del 2010. Consultado en: <http://www.banxico.org.mx/politica-monetaria-e-inflacion/servicios/calculadora-inflacion.html>. Fecha de consulta: 11/05/2011.
- Cruz-García P. 2011. Importancia del cultivo de la guayaba en el oriente de Michoacán en pro del Desarrollo Económico y social del Estado 1970-2003. Tesina. Facultad de Historia de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.
- INIFAP-Ags. 2009. Programa Estratégico de Mediano Plazo 2009-2013 del INIFAP Aguascalientes. Consultado en: <http://www.inifap-aguascalientes.gob.mx/PMP%2009-13%20AGUASCALIENTES.pdf>. Fecha de consulta 11/05/2011.
- Meraz A. J., J. L. Galarza, A. Ponce. 2010. Las unidades de gestión ambiental: UNA estrategia de manejo de recursos naturales en Calvillo, Aguascalientes, México. II Congreso de Ciencia y Arte del Paisaje. Octubre. Academia Mexicana de Paisaje-Universidad de Guadalajara. Puerto Vallarta, Jalisco, México. Consultado en: <http://www.waju.mx/webs/paisaje/memorias-de-los-congresos-/ponencias-ii-ccap-2010--campo-3--evaluacion-manejo-y-restauracion-wqz436832>. Fecha de consulta 25 de septiembre de 2010.
- Romanyá J., P. Rovira., R. Vallejo. 2007. Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en la relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. Ecosistemas XVI (1).
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios muestreo y análisis.
- SIAP-SAGARPA. 2011. Servicio de Información Agropecuaria y Pesquera de la SAGARPA. Consulta en línea sobre la estadística de la producción de guayaba en México. Consultado en: <http://w2.siap.sagarpa.gob.mx:19000/workspace/ihtml/OpenDoc?DocInstanceID=1&DocUUID=0000012e91c8e49e-0000-bb17-0a0b0236&DocVersion=1&isSmartcut=true>. Fecha de consulta 11/05/2011.
- Vergara-Sánchez M., J. Etchevers-Barra, M. Vargas-Hernández. 2004. Variabilidad del carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. Terra 22:359-367.

1.42 Variabilidad en el ciclado de C por unidades funcionales de procesamiento de nutrimentos en el suelo de dos desiertos mexicanos

Perroni-Ventura Yareni¹; Briones Oscar² y Montaña Carlos²

¹Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Av. de las Culturas Veracruzanas No. 101 Col. Emiliano Zapata, C.P. 91090, Xalapa, Veracruz, México. Autor para correspondencia: yperroni@uv.mx

²Instituto de Ecología, A.C. Antigua Carretera a Coatepec, km. 2.5, Col. El Haya, C.P. 91070, Xalapa, Veracruz, México.

Resumen

Las islas de fertilidad y recursos en los ecosistemas desérticos muestran alta concentración de carbono (C) y nitrógeno en el suelo y son unidades funcionales de ciclado de nutrimentos distintas a los espacios abiertos que las acompañan. Las islas de fertilidad son parches de vegetación con una o varias especies y forman un patrón de bandas regulares atigradas o de elipses y círculos irregulares. En el suelo de las islas de fertilidad la tasa de transformación de C es alta en comparación con los espacios abiertos, pero poco sabemos sobre la variabilidad del proceso de transformación de C entre tipos de islas. Conocer dicha variabilidad asociada a las islas de fertilidad permitirá estimar la energía potencial para el sostenimiento de vida en cada isla. En este trabajo se comparó el rango de variabilidad en la mineralización neta potencial de C de islas de fertilidad con forma de bandas en la región de Mapimí del desierto Chihuahuense y de islas irregulares en el desierto del valle de Tehuacán. La comparación relativa se realizó sobre la diferencia en la mineralización de C respecto a los sitios abiertos de cada tipo de isla y se incluyó un coeficiente de intensidad biogeoquímica, como factor de corrección para estandarizar los efectos asociados a las regiones geográficas de cada isla.

Palabras clave: islas de fertilidad, mineralización de carbono, desierto chihuahuense, desierto de Tehuacán.

Abstract

The islands of fertility and resources in desert ecosystems show high concentration of carbon (C) and nitrogen in the soil and are different functional units of nutrient cycling compared with its associated open spaces. Fertility islands are patches of vegetation with one or more species and form a regular banded tiger-stripe pattern or irregular ellipses and circles. On the soil of the islands of fertility transformation C rate is high compared with open spaces, but little is known about the variability of the C transformation process between types of islands. Knowing this variability associated with the islands of fertility will estimate the potential energy to sustain life into each island. In this paper we compared the range of variability in net C mineralization potential of regular banded fertility islands in the region of Mapimí in the Chihuahuan Desert and irregular fertility islands in the Tehuacan Valley desert. The relative comparison was made considering the difference in the C mineralization rate with respect to the open site of each type of island. A biogeochemistry intensity ratio was used as a correction factor to standardize the effect associated with the geographic region of each island.

Introducción

La distribución aparchonada de la vegetación en desiertos es una de las características más evidentes de las zonas áridas del mundo (Greig-Smith, 1979). La importancia de la distribución aparchonada de

la vegetación es la generación de “puntos intensos” de transformación de materiales y energía asociados a su localización, debido a que la transformación de carbono (C) y nitrógeno (N) se lleva a cabo con mayor rapidez en los puntos de localización vegetal en comparación con espacios abiertos (Burke *et al.*, 1998). La aportación aérea y subterránea de C y nutrientes al suelo se realiza como consecuencia de la generación de biomasa por la vegetación mediante la fotosíntesis. Las condiciones físicas de sombra, humedad y protección a altas temperaturas, de disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana que se crean en los puntos intensos, conforman ambientes favorables para el desarrollo de la vida. Sobre todo es muy importante considerar el impacto que puede tener la vegetación al evitar la pérdida de agua en el suelo o bien en el bombeo de agua subterránea de capas profundas del suelo a capas más superficiales (Flores y Jurado, 2003). La tasa neta potencial de mineralización de C puede ser un indicador de la intensidad con que la vegetación en zonas áridas funciona como elemento de procesamiento biogeoquímico del suelo bajo su influencia, con base en C como elemento energético (Perroni-Ventura *et al.*, 2010).

Las “islas de fertilidad” o “islas de recursos” son comunes en zonas áridas y semiáridas y se han utilizado varios términos para nombrarlas: isla fértil (Garner y Steinberger, 1989), mosaicos de acumulación de N (Nishita y Haug, 1973), mosaicos de disponibilidad de N (Tiedemann y Klemmedson, 1973a y b) e isla de recursos (Schlesinger *et al.*, 1990; Schlesinger *et al.*, 1996; Stock *et al.*, 1999; Aber y Melillo, 2001). Las islas de recursos involucran una interacción planta-suelo (Tiedemann y Klemmedson, 1973a) con influencia directa a la superficie bajo su cobertura vegetal y tienen cuatro componentes estructurales:

1. La planta formadora de la isla, que puede ser uno o varios individuos de la misma especie capaces de hacer modificaciones importantes al suelo bajo su influencia (*e.g.* transformación de elementos nutritivos) y que lo diferencia del suelo desnudo. Además, son las plantas que aportan mayor biomasa a la isla.

2. Las plantas establecidas bajo la copa de la planta formadora, que pueden pertenecer a una o a varias especies. La altura de alguna de estas plantas puede sobrepasar algunas veces la altura de la planta formadora (*e.g.* cactus columnares; McAuliffe, 1988).

3. Los macro y microorganismos del suelo, que pueden ser artrópodos, isópodos, milípedos, costras biológicas, bacterias y hongos asociados a las raíces, bacterias y hongos de vida libre.

4. Las especies animales asociadas a las plantas de la isla, que incluyen insectos (*e.g.* coleópteros, abejas), aves o mamíferos pequeños que visitan la isla para conseguir recursos o territorios. Los animales asociados pueden usar a la isla para perchar, anidar o vivir permanentemente.

Las características funcionales que han sido atribuidas a las islas de recursos son: a) captadoras de partículas suspendidas en el aire mediante la reducción de la velocidad del viento al chocar con la planta formadora, que contribuye a la concentración de nutrientes y materia orgánica bajo su copa y alrededor de los tallos (Aber y Melillo, 2001); b) espacios de incremento en las concentraciones de nutrientes y de agua en el suelo (García-Moya y McKell, 1970; Virginia y Jarrel, 1983); c) retención o protección de elementos como C y N mediante intensa actividad microbiana en el suelo bajo su influencia (Perroni-Ventura *et al.*, 2010) y d) espacios de procesamiento y transformación de C y N (Schlesinger *et al.*, 1990; Reynolds *et al.*, 1997; Pugnaire *et al.*, 1996; Perroni-Ventura *et al.*, 2010). Greig-Smith (1979), Schlesinger *et al.* (1996), Reynolds *et al.* (1997) y Burke *et al.* (1998) sugieren implícitamente que la identidad vegetal en las zonas áridas y semiáridas es indicadora de la modificación en el funcionamiento del ecosistema, particularmente en la biogeoquímica del suelo.

La forma de agrupación de la vegetación en las islas de recursos puede identificarse claramente en dos tipos. A nivel de paisaje y desde una vista aérea, las islas pueden diferenciarse en bandas arqueadas muy definidas con interespacios entre ellas y agrupadas en manchones con formas irregulares, aunque semejantes a círculos u óvalos individuales.

Los patrones de enriquecimiento de nutrimentos en las islas en contraste con espacios abiertos, han sido reconocidos ampliamente (García-Moya y McKell, 1970; Virginia y Jarrel, 1983; Schlesinger *et al.*, 1990, Pugnaire *et al.*, 1996; Reynolds *et al.*, 1997, Burke *et al.*, 1998, Escudero *et al.*, 2004; Perroni-Ventura *et al.*, 2010). Sin embargo, no existe evidencia clara sobre la dirección y magnitud de la modificación de las propiedades del suelo de acuerdo al tipo de isla y poco sabemos sobre la variabilidad del proceso de transformación de C como indicador de la intensidad de procesamiento biogeoquímico entre tipos de islas. Conocer dicha variabilidad asociada a las islas de fertilidad permitiría estimar la energía potencial para el sostenimiento de vida en cada isla y hacer clasificaciones funcionales de las mismas.

El objetivo de este trabajo fue comparar el rango de variabilidad en la mineralización neta potencial de C y la capacidad biogeoquímica en el ciclaje de dos tipos de islas de fertilidad, consideradas aquí como unidades funcionales de procesamiento de nutrimentos (UFPN): un tipo de isla en forma de bandas con un tamaño promedio de 60.6 m de ancho y ~1.6 m de altura, en la región de Mapimí, Durango, y otro tipo de isla con forma irregular, con un tamaño promedio de 4.3 m de diámetro y 3.3 m de altura, en el desierto del valle de Tehuacán, Puebla. Se espera que islas de mayor tamaño (es decir, las de Mapimí) magnifiquen los atributos funcionales y presenten mayor capacidad biogeoquímica en el ciclaje de nutrimentos, en comparación con las islas de menor tamaño (esto es, las de Tehuacán).

Materiales y métodos

Área de estudio

Un sitio de estudio se localizó en el norte de México, en la parte central del desierto Chihuahuense (26°30' N, 104°15' O), en el Laboratorio del Desierto del Instituto de Ecología A.C., en Mapimí, Durango a 1150 m s.n.m. El otro sitio se localizó en las partes bajas del Valle de Zapotitlán Salinas (18°20' N, 97°28' O), en la región tropical del centro de México, en el desierto de Tehuacán-Cuicatlán, a 1400 m s.n.m. (Figura 1).



Figura 1. Distribución de los principales desiertos de México. S = Desierto Sonorense, C = Desierto Chihuahuense, H = Desierto Hidalguense y T = Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Briones, 1994). Los sitios de estudio se localizan en el bolsón de Mapimí, en la región central del desierto Chihuahuense y en el sur del desierto del Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, en la parte central del corredor Perote-Cuicatlán-Tehuacán.

El sitio de Mapimí presenta una precipitación anual promedio de 264 mm, con lluvias irregulares en verano y una temperatura anual promedio de 20.8 °C (Cornet, 1988). La mayor precipitación se produce en verano, ya que las lluvias de junio a septiembre representan 71% del total anual. La evaporación media anual es 2504 mm. Los suelos son yermosoles haplicos y su textura es predominantemente arcillo-limosa, con pH 8.2 y 1% de materia orgánica (Delhoume, 1988). Más de 75% de las raíces de tres de las cuatro especies más abundantes en las islas con forma de banda se presentan entre 0-40 cm de profundidad (Montaña *et al.*, 1988). El sitio de Zapotitlán Salinas presenta una precipitación anual promedio de 380 mm y una temperatura anual promedio de 21 °C (García, 1973). El patrón de lluvias se presenta como lluvias en verano (abril-octubre). El tipo de suelo es xerosol, derivado de sedimentos marinos y consisten en 41% de arena, 37% de limos y 22% de arcilla en los primeros 20 cm (C. Montaña, comunicación personal). El tipo de vegetación en esta región es matorral árido tropical (Leopold, 1950). La producción de raíces hasta una profundidad de 15 cm se ha estimado en 14 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Pavón *et al.*, 2005).

Islas de fertilidad y colecta de suelo

En este estudio se incluyeron dos tipos de UFPN: a) con un patrón de bandas regulares (en banda) comunes en la región de Mapimí y b) en forma de elipses o círculos irregulares (en isla) comunes en Zapotitlán Salinas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores promedio (1 E.E.) de las características de las islas de fertilidad. Coeficiente biogeoquímico relativo (Cbr), temperatura activa de aceleración de ciclaje (Ct) e índice biogeoquímico regional (Cb) son valores de intensidad de ciclaje biogeoquímico y sensibilidad al impacto, que indican la capacidad de migración de los elementos, de acuerdo a Bashkin (2002). Se muestran los valores por tipo de isla, en banda (Mapimí, Durango) o isla irregular (Zapotitlán Salinas, Puebla). Valores de Cbr cercanos a 0 indican ciclaje biogeoquímico intenso y mayor sensibilidad al impacto de acuerdo al tipo de suelo y ecosistema; valores de Ct cercanos a 1 indican valores de alta aceleración en el ciclaje

Variable	Tipo de isla	
	Banda	Irregular
Tamaño (m)	50 x 200-300	4.4 x 4.2
Altura máxima (m)	2	5
C orgánico en el suelo (mg g ⁻¹ suelo seco)	10.9	26.8 (2.3)
N total en el suelo (mg g ⁻¹ suelo seco)	-	2.4 (0.1)
pH en el suelo	8.3	8.6 (0.03)
No. de especies formadoras de la isla	2	1
Cbr	0.3	0.1
Ct	0.95	1
Cb	intenso	muy intenso

Para las islas en banda se colectó suelo de tres islas en la localidad Pico Teyra y de dos islas en la localidad San Ignacio, en Mapimí, Durango. Durante abril de 2003, abarcando una superficie de 1.43 Km². En total se colectaron 135 muestras de suelo en una profundidad de 0-10 cm, en transectos perpendiculares a la pendiente. En cada transecto se tomaron tres muestras en espacios abiertos adyacentes en la parte superior de la banda, tres muestras en la banda con vegetación y tres muestras en espacios abiertos adyacentes en la parte inferior de la banda. Las especies dominantes en las islas en banda son el arbusto *Prosopis glandulosa* Torr. var. *torreyana* (L. Benson) M. C. Johnston (Mimosaceae), y el pasto *Pleuraphis mutica* Buckl. (= *Hilaria mutica* (Buckl.) Benth.). El pasto crece hasta 0.5 m de altura y forma una carpeta densa en toda la banda. El arbusto mide hasta 2 m y se

encuentra en toda la banda, sin embargo es más vigoroso y alto en el centro o zona madura de la banda. En promedio una banda de vegetación mide 50 m de ancho por 200-300 m de largo y el peladero (esto es, la zona desnuda superior o inferior, asociada a la banda de vegetación) mide 250 m de ancho (Montaña *et al.*, 1988).

Para las islas irregulares se colectaron muestras de suelo entre 0-20 cm cerca de la base del tronco de la especie formadora (10 muestras en islas con la especie formadora *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd. (Mimosaceae) y 10 muestras con *Parkinsonia praecox* (Ruíz & Pavón) Harms (Caesalpinaceae)), en Zapotitlán Salinas, Pue., durante octubre de 2003. La colecta de suelo abarcó un área de 45 km². También se colectó suelo en los espacios abiertos adyacentes a las islas. Las muestras de suelo libres de mantillo fueron colocadas en bolsas negras y almacenadas a 4 °C. En el laboratorio fueron desprovistas de raíces y restos de mantillo.

Tasa neta potencial de mineralización de C (TNPMC)+

Se incubaron 100 g de suelo no cribado en tubos de PVC. El CO₂ liberado fue atrapado con 10 ml de NaOH 1N, adicionando 5 ml de BaCl₂ 1.5 M y titulado con HCl, siguiendo el protocolo de Coleman *et al.* (1978).

Análisis estadístico

Para explorar la variación en la TNPMC de los dos tipos de UFPN (en banda y en isla) se realizaron histogramas y se calculó el Coeficiente de Variación. Para determinar la relación entre el tamaño de las islas y la variación en la TNPMC se realizaron correlaciones de Pearson para cada tipo de isla con el ancho de la banda en Mapimí y con el diámetro de la isla en Zapotitlán como variables explicativas y TNPMC como variable de respuesta. Para calcular el cambio neto de transformación de carbono por efecto de la existencia de cada tipo de islas con respecto al suelo de espacio abierto, se obtuvieron las diferencias de los valores de TNPMC:

$$y = \text{suelo } t_1 - \text{suelo } t_0 \quad (1)$$

donde: y = valor de cambio neto, suelo t_1 = valor de la TNPMC bajo la influencia de la UFPN, suelo t_0 = valor de la TNPMC en espacios abiertos.

Para comparar la capacidad biogeoquímica entre cada tipo de isla se corrigió el valor de TNPMC con el coeficiente de intensidad biogeoquímico relativo a la zona geográfica de cada tipo de UFPN (Cbr; Cuadro 1):

$$y_c = TNPMC * Cbr \quad (2)$$

Lo anterior con el objetivo de estandarizar los posibles efectos asociados a las regiones geográficas. Posteriormente se realizó una prueba *t student*. El umbral de significancia estadística para todos los casos fue 0.05. El programa estadístico utilizado fue R (R Core Team, 2007).

Resultados

Variación en la TNPMC

De acuerdo con el Coeficiente de Variación, el patrón de variación en la tasa neta potencial de

mineralización de C (TNPMC) para las UFPN en banda y en isla irregular fue distinto. En las islas en banda la TNPMC fue significativamente tres veces más variable (90%) en comparación con las islas (30%). El valor promedio de la TNPCM que mostraron las UFPN en banda en Mapimí fue $9.5 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$, mientras que para las islas con forma irregular en Zapotitlán Salinas fue $46.7 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Figura 2 y Figura 3). De acuerdo a los análisis de correlación de Pearson, no existió un efecto en la TNPMC asociado al tamaño de las UFPN, independientemente de su forma (correlación de Pearson 0.3, $gl = 13$, $p = 0.2$, para las islas en Mapimí y correlación de Pearson 0.3, $gl = 38$, $p = 0.5$ para las islas en Zapotitlán Salinas).

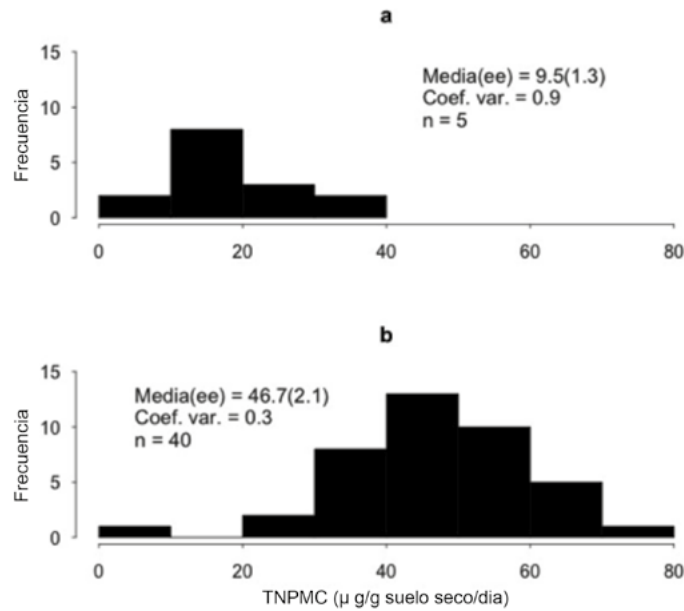


Figura 2. Variación en la tasa neta potencial de mineralización de C (TNPMC) en a) islas con forma de banda en Mapimí, Dgo., en el desierto chihuahuense y b) islas con forma irregular ovalada en Zapotitlán Salinas, Puebla, en el desierto del valle de Tehuacán.

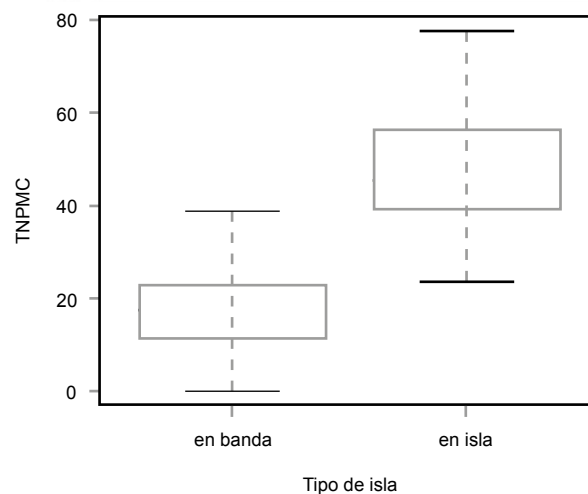


Figura 3. Mediana y 1.5 el valor intercuartil de la tasa neta potencial de mineralización de C (TNPMC) en islas a) con forma en banda en Mapimí, Dgo. en el desierto chihuahuense y b) con forma irregular ovalada en Zapotitlán Salinas, Puebla, en el desierto del valle de Tehuacán. Las unidades de la TNPMC son $\mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$.

Cambio neto en el flujo de transformación de C

El cambio neto en el flujo de transformación de C (TNPMC) atribuido a la presencia de las islas con respecto a espacios abiertos fue positivo en ambos tipos de islas. El mayor cambio se observó en las islas con forma irregular de Zapotitlán Salinas, con un incremento de $32.5 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$. Mientras que para las islas en banda el incremento promedio fue de $11.7 \mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Figura 4).

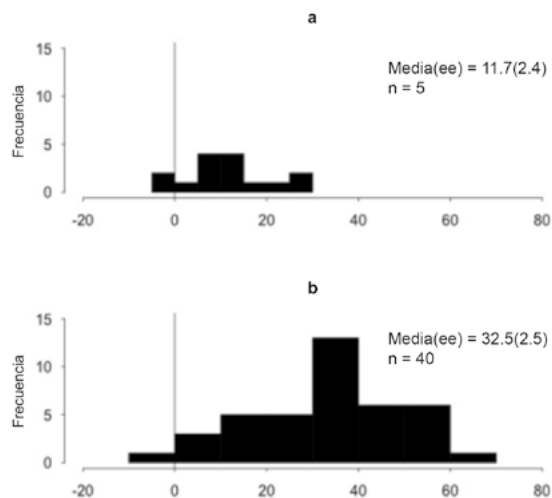


Figura 4. Cambio neto en la tasa neta potencial de mineralización de C (TNPMC) asociado a la presencia de las islas con respecto al espacio abierto contiguo, en a) islas en forma de banda en Mapimí, Dgo. en el desierto chihuahuense, y b) islas con forma irregular ovalada en Zapotitlán Salinas, Puebla en el desierto del valle de Tehuacán. El eje de las x muestra los valores de TNPMC ($\mu\text{g C g}^{-1} \text{ día}^{-1}$). La línea vertical indica la referencia en el cambio a partir de la condición en el suelo al tiempo 0 (suelo t_0) en espacios abiertos, respecto a la condición del suelo con influencia de las islas en el tiempo 1 (suelo t_1).

Capacidad biogeoquímica en el ciclaje de C

La capacidad biogeoquímica en el movimiento de C entre cada tipo de isla no fue diferente de acuerdo a la prueba de *t student* (Figura 5).

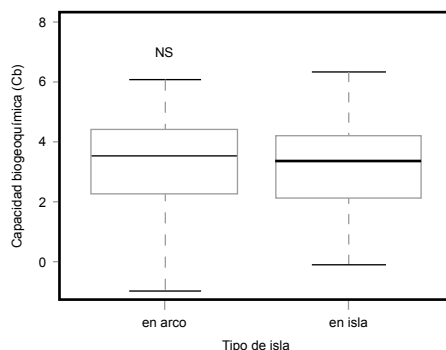


Figura 5. Mediana y 1.5 el valor intercuartil de la capacidad biogeoquímica de los tipos de isla con forma de banda (= en arco) e irregular (= en isla), corregida por el coeficiente de intensidad biogeoquímica relativo (Cbr) con base al área geográfica, 0.3 para Mapimí, Dgo. y 0.1 para Zapotitlán Salinas, Puebla (Bashkin, 2002).

Discusión

La variación en la transformación de C fue mayor en las UFTN de Mapimí, con el tipo de isla en forma de banda, respecto a las UFTN de tipo irregular de Zapotitlán Salinas. En ambientes mésicos la variación *per se* del proceso (mineralización de C mediante descomposición) puede deberse en parte a la variación en la proporción C:N del mantillo que puede generar la isla (a valores bajos se espera mayor mineralización de C; Chapin *et al.*, 2009) y a la relación directa con la evapotranspiración del suelo e inversa con el contenido de lignina en el mantillo (Meentemeyer, 1978). Sin embargo, la variación en la tasa de descomposición en desiertos no necesariamente sigue los mismos patrones que ocurren en ambientes mésicos (Schaefer y Whitford, 1985; Whitford, 2002). Las hojas de las plantas en los desiertos frecuentemente tienen altas concentraciones de toxinas, compuestos volátiles, saponinas y fenoles en las células cuticulares y epidérmicas (Whitford, 2002). Además el contenido de lignina en las plantas del desierto es muy bajo (7.9% - 14.6%), comparado con las hojas de las especies de otros ecosistemas, como encinos o coníferas (21% - 30%) (Swift *et al.*, 1979). La proporción C:N en las plantas del desierto es altamente variable. Schaefer y Whitford (1985) registraron una variación de 16 a 52 en la proporción C:N en seis especies del desierto. Whitford (2002) reportó una variación C:N en las raíces de plantas anuales de 65 a 70%, para arbustos de *L. tridentata* y *Zinnia acerosa* de 21 a 52%, respectivamente, y de 71.5 a 115.4% para cuatro especies de pastos muertos en pie (Montaña *et al.* 1988). Perroni-Ventura *et al.* (2010) estimaron el cociente C:N en mantillo (12.7) y raíces (29.3) en el árbol pequeño de *Prosopis laevigata* y en mantillo (30.4) y raíces (44.9) en el árbol pequeño de *Parkinsonia praecox* en el desierto del valle de Tehuacán. Withford (2002) propuso la necesidad reevaluar los modelos de descomposición en los ecosistemas desérticos debido a que factores no considerados, como viento, agua, calor y la fotodegradación pueden interactuar durante la mineralización de los componentes de las plantas, a diferencia de los ambientes mésicos. Además, se debe considerar el efecto de otras variables, como la actividad de los artrópodos en el suelo, pues también es diferente en comparación con ambientes mésicos. La actividad de los artrópodos en el desierto es muy importante, dado que aceleran la descomposición mediante la inoculación del mantillo con esporas microscópicas y con la masticación de pequeños fragmentos de elementos vegetales (Swift *et al.*, 1979). La gran variación en la mineralización de C en las UFPN en Mapimí puede deberse en parte a una mayor variación en las características del mantillo generado en las islas, pero también a la variación en la eficiencia de la actividad microbiana heterótrofa que se desarrolla en el suelo bajo su influencia (Paul y Clark, 1996; Whitford, 1989). También puede deberse a la variación en la actividad de la microfauna del suelo, como la de artrópodos (termitas y hormigas), en la humedad y temperatura del suelo, en las concentraciones de nutrimentos (C y N), de sales y cationes de Na. Todo lo anterior facilitado por la constitución de varias especies de plantas formadoras de la UFPN. La menor variación en la mineralización de C en las UFPN con forma de isla irregular en Zapotitlán Salinas pudo estar determinada por la relativa homogeneidad de las características de la isla en comparación con las islas en banda de Mapimí. La variación del efecto entre los individuos de las especies que conforman la UFPN pudo haber ocasionado la variación detectada. Además, debe tomarse en cuenta que las UFPN en forma de isla irregular, solamente una especie funciona como la planta formadora de la isla. Por lo que la variación en la mineralización de C del suelo podría corresponder indirectamente a la variación genética en las características fisiológicas de la especie (*e.g.* patrón de adquisición y reabsorción de los nutrimentos en el suelo, relaciones de la raíz con los microbios de la rizosfera, nutrientes en el mantillo depositado en el suelo, etc.).

La menor variación y mayor tasa neta potencial de mineralización de C observada en las islas tipo irregular de Zapotitlán Salinas, en comparación con las islas en banda de Mapimí (Figura 3), podrían explicarse por las diferencias en precipitación entre ambos sitios. En la región de Mapimí del desierto

chihuahuense las condiciones hídricas son más estresantes, en comparación con las de Zapotitlán Salinas en el desierto del valle de Tehuacán. Inclusive, las diferencias anteriores pudieron haberse magnificado debido a que el suelo proveniente de la región de Mapimí se colectó durante una temporada de baja precipitación, mientras que la colecta del suelo de Zapotitlán Salinas se realizó después de la estación de mayor precipitación. El incremento en la tasa neta potencial de mineralización de C con el incremento en la humedad del suelo es un patrón que ha sido documentado en varios trabajos (Raich y Schlesinger, 1992; Schade y Hobbie, 2005). La tasa de mineralización de C del suelo en desiertos con vegetación arbustiva no sobrepasa 224 g C m^{-2} en promedio, mientras que los bosques tropicales húmedos pueden presentar una tasa de mineralización hasta de 1260 g C m^{-2} (Raich y Schlesinger, 1992).

La no influencia del tamaño de la isla en la tasa neta potencial de mineralización de C detectado en éste trabajo, sugiere que en los desiertos podría no importar la extensión de la cubierta vegetal de la isla en cuanto a los procesos edáficos en un espacio específico. Lo anterior concuerda con la alta variabilidad en la heterogeneidad espacial en los desiertos y su reflejo en la alta variabilidad de los procesos del suelo en donde se desarrollan (Whitford, 2002 y referencias contenidas).

Una implicación de los resultados que se obtuvieron en este estudio puede sopesarse en términos de las capacidades biogeoquímicas de la vegetación en los desiertos en un contexto de escenarios futuros. Los modelos de cambio global indican un posible incremento en las sequías para algunos lugares e incrementos en la precipitación para otros (IPCC, 2007). La rapidez con que la vegetación de las UFPN (en banda o en isla irregular) puede procesar su C y con ello sostener la vida a su alrededor, podría ser modificada por los cambios futuros en la precipitación.

Bibliografía

- Aber J. D., J. M. Melillo. 2001. *Terrestrial Ecosystems Second Edition*. Academic Press. 556 pp.
- Bashkin V. N. 2002. *Modern Biogeochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 572 pp.
- Briones O. 1994. Origen de los desiertos mexicanos. *Ciencia* 45:263-279.
- 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.
- Chapin F. S., J. McFarland, A. D. McGuire, E. S. Euskirchen, R.W. Ruess, K. Kielland. 2009. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. *Journal of Ecology* 97:840-850.
- Coleman D. C., R.V. Anderson, C.V. Cole, E. T. Elliot, L Woods, M. K. Champion. 1978. Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics, IV. Flows of metabolic and biomass carbon. *Advances in Microbial Ecology* 4:373-380.
- Cornet A. 1988. Principales caractéristiques climatiques. *In: Montaña, C. (ed). Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la reserva de la biosfera de Mapimí*. Instituto de Ecología, México. pp. 45-57.
- Delhoume J. P. 1988. Distribution spatiale des sols. *In: Montaña, C. (ed). Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la reserva de la biosfera de Mapimí*. Instituto de Ecología, México. pp. 135-165.
- Escudero A., L. Giménez-Benavides, J. M. Iriondo, A. Rubio. 2004. Patch dynamics and islands of fertility in a high mountain in Mediterranean community. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 36:518-527.
- Flores J., E. Jurado. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* 14:911-916.
- García E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 252 pp.
- García-Moya E., C.M. Mckell. 1970. Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51:81-88.
- Garner W., Y. Steinberger 1989. A proposed mechanism for the formation of "fertile islands" in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environments* 16:173-177.
- Greig-Smith P. 1979. Pattern in Vegetation. *Journal of Ecology* 67:755-779.



- IPCC. 2007. Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC WG1 AR4 Final Report. 996 pp. Consultado en: <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>.
- Leopold A. S. 1950. Vegetation zones of Mexico. *Ecology* 31:507-518.
- McAuliffe J. R. 1988. Markovian dynamics of simple and complex desert plant communities. *The American Naturalist* 131:459-491.
- Meentemeyer V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59:465-472.
- Montaña C., E. Ezcurra, C. Carrillo, J. P. Delhoume. 1988. The decomposition of litter in grasslands in northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments* 14:55-60.
- Nishita N., R. M. Haug. 1973. Distribution of different forms of nitrogen in some desert soils. *Soil Science* 116:51-58.
- Paul E. A., F. E. Clark. 1996. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Second Edition. Academic Press, New York. 340 pp.
- Pavón N. P., O. Briones, J. Flores-Rivas. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* 60:1-13.
- Perroni-Ventura Y., C. Montaña, F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil from a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24:233-242.
- Pugnaire F. I., P. Haase, J. Puidefábregas, M. Cueto, S. C. Clark, L. D. Incoll. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama phaeocarpha*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76:455-464.
- R Core Team. 2007. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing. Consultado en: <http://www.R-project.org>.
- Raich J. W., W. H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44:81-99.
- Reynolds J. F., R. A. Virginia, W. H. Schlesinger. 1997. Defining functional types for models of desertification *In*: Smith TM, Shugart HH, Woodward FI (eds). *Plant Functional Types*. Cambridge University Press, United Kingdom. pp. 195-216.
- Schade J. D., S. E. Hobbie. 2005. Spatial and temporal variation in islands of fertility in the Sonoran Desert. *Biogeochemistry* 73:541-553.
- Schaefer D. A., W. G. Whitford. 1985. The failure of nitrogen and lignin control of decomposition in a North American desert. *Oecologia* 65:382-386.
- Schlesinger W. H., J. A. Raikes, A. E. Hartley, A. E. Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77:364-374.
- Schlesinger W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarell, R. A. Virginia, W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.
- Stock W. D., T. S. Dlamini, R. M. Cowling. 1999. Plant induced fertile islands as possible indicators of desertification in a succulent desert ecosystem in northern Namaqualand, South Africa. *Plant Ecology* 142:161-167.
- Swift M. J., O. W. Heal, J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Blackwell Scientific, Oxford. 362 pp.
- Tiedemann A. R., J. O. Klemmedson. 1973a. Effect of Mesquite on physical and chemical properties of the soil. *Journal of Range Management* 26:27-29.
- Tiedemann A. R., J. O. Klemmedson. 1973b. Nutrient availability in desert grassland soil under mesquite (*Prosopis juliflora*) trees and adjacent open areas. *Soil Science Society American Proceedings* 37:107-111.
- Virginia R. A., W. M. Jarrel. 1983. Soil properties in a mesquite-dominated Sonoran Desert ecosystem. *Soil Science Society American Journal* 47:138-144.
- Whitford W. G. 1989. Abiotic controls on the functional structure of soil food webs. *Biology and Fertility of Soils* 8:1-6.
- Whitford W. G. 2002. *Ecology of Desert Systems*. Elsevier Academic Press. 343 pp.

1.43 Inventario estatal de emisiones de gases de efecto invernadero en el sector agricultura para el estado de México, años 2005 y 2010

Alanís-Ramírez Claudia I.¹; Carrión-Morett Alberto¹; Escamilla-Bóez Pablo¹; Zúñiga-Sánchez Ines¹; Bautista-Gorostieta Felipe¹; Valdez-Avedaño Bibiana¹; Salazar-Monroy Humberto¹; Cruz-Cruz Omar¹; Galicia-Naranjo Adolfo²; Núñez-Rico Angelica²; Velarde-Meza Erik²; Balam-De la Vega Lucila²; Benjamín-Ordoñez José A.²; Cruz-Núñez Xochitl²; Jiménez-Álvarez Fernanda² y Libién-Díaz Susana¹

¹Secretaría del Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica. Gustavo Baz Prada 2160 segundo piso, edificio Ericsson, la Loma, Tlalnepanitla de Baz, Estado de México C. P. 54060.

Autor para correspondencia: claudia.alanis.iq@gmail.com

²Pronatura México A.C. Aspergulas 22 Colonia San Clemente C.P. 01740 México D. F.

Resumen

Este es uno de los primeros inventarios de gases de efecto invernadero elaborados para el sector de Agricultura en estado de México, en el cual se consideran los años 2005 y 2010 para su estudio. En dicho sector se integran las actividades agrícolas y pecuarias; las cuales representan por su extensión uno de los sectores productivos que más aportan emisiones de GEI a la atmósfera. Se estima que en México, el sector de agricultura genera cerca del 12.3% (92 184Gg de CO₂ eq) de las emisiones nacionales. Las emisiones reportadas para el estado de México son de 2746 Gg de CO₂ eq en el 2005, mientras que para el 2010 corresponden a 2781 Gg. A nivel general se observó un incremento en las emisiones del 1.3%. En el 2010 las emisiones directas e indirectas provenientes de suelos agrícolas representan el 57%, la fermentación entérica, el 36% y el manejo de estiércol, el 7%. Al hacer la comparación con los datos reportados por el INEGEI en el 2010, podemos observar que el estado de México contribuye con un 3.08% de las emisiones totales. Si bien, éste sector es de los que más contribuyen con emisiones de GEI a la atmósfera, también representa posibilidades de mitigación y adaptación. La reducción de emisiones de GEI es uno de los requisitos planteados por el protocolo de Kioto, por lo cual la implementación de mecanismos de desarrollo limpio (MDL), reducirán las emisiones en el sector agrícola y ganadero, siendo de gran importancia para cumplir con dichas metas.

Palabras clave: actividad ganadera, actividad agrícola, CO₂eq, resiliencia y mecanismos de desarrollo limpio (MDL).

Abstract

This one is first one of the inventories of greenhouse gases elaborated for the sector of Agriculture in State of Mexico, in which they are considered the year 2005 and 2010 for its study. The sector integrates the agricultural and cattle activities; which represent for its extension one of the productive sectors that more contributes GHG's emission to the atmosphere. It estimates that in Mexico, the sector of agriculture generates near 12.3% (92 184 Gg of CO₂ eq) of the national emission. The emission brought for the State of Mexico are 2746 Gg of CO₂ eq in 2005, whereas for 2010 they correspond to 2781 Gg. To general level an increase was observed in the emission of 1.3%. In 2010 the direct emission and indirect from agricultural soils represent 57%, the enteric fermentation, 36% and the managing manure, 7%. On having done the comparison with the information brought by the INEGEI in 2010, we can observe that the State of Mexico contributes with 3.08% of the total emission. Though, this one sector is of those who more contribute with GHG's emission to the atmosphere, also it



represents possibilities of mitigation and adaptation. The reduction of GHG's emission is one of the requirements raised by the protocol of Kyoto, for which the implementation of the clean development mechanisms (CDM), it will reduce the emission in the agricultural and cattle sector, performing great importance to expire with the above mentioned goals.

Introducción

La agricultura en el estado de México se expande en 4 millones de unidades productivas con una superficie aproximada de 21 millones de hectáreas distribuidas en todo el territorio nacional, bajo una diversidad de condiciones ambientales y niveles tecnológicos. En el caso de la ganadería, tan solo la bovina se lleva a cabo en el 110 millones de hectáreas, lo cual representa aproximadamente el 60% del territorio nacional (SAGARPA, 2012); es por ello la importancia de realizar un inventario de gases de efecto invernadero en el estado de México (IGEI), contribuyendo al reporte del calentamiento global y la seguridad alimentaria del país, como ya lo han realizado la mayoría de los estados que lo integran, expuestos recientemente en la Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.

En este primer inventario estatal de agricultura para el estado de México, se estiman las emisiones GEI para el año 2005 y el 2010. El sector se compone de los subsectores pecuario y agrícola. En el pecuario, se encierran las emisiones generadas por la fermentación entérica como el metano (CH_4) y el manejo de estiércol como CH_4 y óxido nitroso (N_2O), mientras que en el agrícola se estiman las emisiones provenientes del cultivo de arroz (CH_4), la quema de residuos agrícolas (CH_4 y N_2O) y suelos agrícolas (N_2O).

Dentro de los objetivos se busca realizar dicho Inventario para integrarlo al Programa Estatal ante el Cambio Climático, asimismo evaluar la vulnerabilidad actual y futura del sector agrícola, desarrollar y validar estrategias de adaptación bajo escenarios de cambio climático y planear un proyecto de mitigación para su potencial a corto plazo, todo esto aunado a una agenda agrícola y ambiental, la cual debe estar estrechamente ligada para asegurar que la agricultura contribuya a mitigar el clima, reduzca las emisiones y fije el carbono en el suelo.

Materiales y métodos

La metodología empleada para este inventario, es la sugerida por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC versión 1996) y las Guías de las Buenas Prácticas del mismo. El llenado de los formatos de registro de datos (IPCC-96 Excel worksheet), fue ligado a un archivo (overview) que debería repetirse en el año de estudio. Los factores de emisión manejados para las hojas de cálculo son los considerados por defecto en el IPCC 1996, los generados por estudios de caso y en algunos otros los empleados en Inventarios Estatales 2010. En cada categoría se parte del uso de los árboles de decisiones, los que sirven como apoyo para definir el método, los factores de emisión y datos de actividad. La información disponible permitió elaborar un árbol de decisiones para los subsectores pecuario, cultivo del arroz y suelos agrícolas en estudio, obteniendo un nivel metodológico de complejidad básico Tier 1, el cual usa valores predeterminados globales para las reservas de carbono.

Resultados y discusión

Las emisiones de CH_4 por fermentación entérica y en el manejo de estiércol son generadas como subproductos de la fermentación de los alimentos en el tracto digestivo y por la descomposición de las excretas del ganado. En el año 2005, para el estado de México, las emisiones por fermentación entérica

corresponden a 43.9 Gg de CH_4 , mientras que para el 2010 son de 47.57 Gg; en este lapso de 5 años se encontró un incremento en las emisiones de un 8.35%. Las emisiones de CH_4 provenientes del manejo de estiércol; en el 2005 se reportan de 1.66 Gg, mientras que en el 2010 corresponden a 1.51 Gg, teniendo una reducción del 8.54%. Cabe destacar que el ganado bovino sigue siendo el que genera mayor cantidad de emisiones en ambos años y en ambas actividades, la fermentación entérica y el manejo de estiércol, Figura 1 y 2, esto es gracias al incremento de un 60% en la producción en el número de cabezas de dicho ganado.

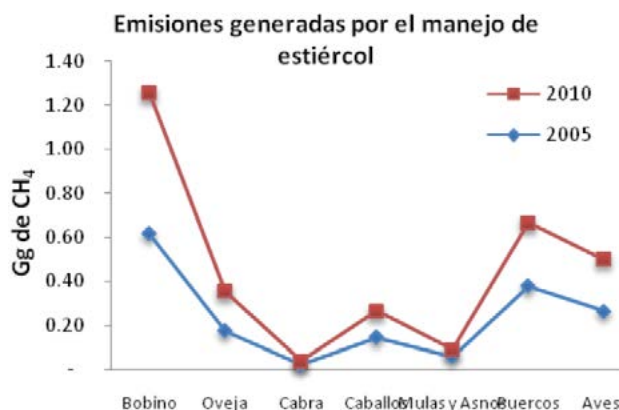


Figura 1. Emisiones generadas por el manejo de estiércol, para los años 2005 y 2010 en Gg de CH_4 .

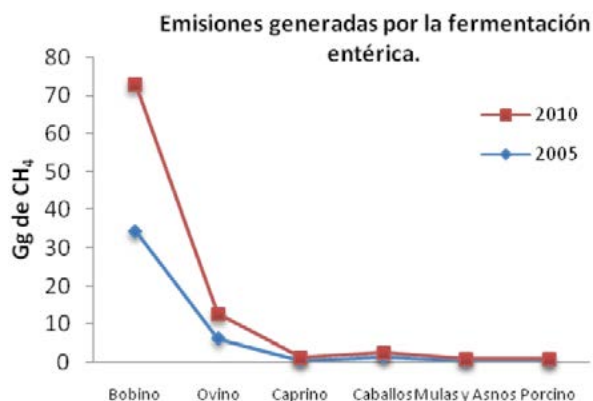


Figura 2. Emisiones generadas por la fermentación entérica para los años 2005 y 2010 en Gg de CH_4 .

Las emisiones directas (uso de fertilizantes nitrogenados) y las indirectas (cultivos fijadores de nitrógeno) están asociadas al uso de la tierra y presentan una gran variación en función de factores biofísicos como el suelo, la vegetación, el clima y las prácticas humanas. El estado de México emite aproximadamente 5.092 Gg en el 2005 y 5.003 Gg de N_2O en el 2010, lo que significa que es muy alta, siendo que los cultivos fijadores son los que aportan mayor emisión.

Las emisiones GEI en unidades de CO_2 equivalente (CO_2 eq.), se estiman multiplicando la cantidad de emisiones de un gas de efecto invernadero por su valor de potencial de calentamiento global. Al expresar las emisiones de GEI en estas unidades, podemos compararlas entre sí y medir la contribución de cada fuente al total de emisiones del inventario. Por tal motivo, aunque las emisiones en Gg de metano son superiores a las de N_2O , al convertirlas a CO_2 eq podemos ver que el subsector que más contribuye es el de emisiones directas e indirectas provenientes de suelos agrícolas y posteriormente las

emisiones generadas por la fermentación entérica, ver Cuadro 1. Al hacer la comparación entre los principales GEI emitidos en los años 2005 y 2010, se observa que en ambos periodos sigue prevaleciendo el óxido nitroso (N₂O), aunque el metano aumentó en el 2010, ambos en unidades homogéneas de calentamiento global, CO₂ eq.

Cuadro 1. Resumen de emisiones para el sector agricultura en el estado de México 2005 y 2010 en Gg de CO₂eq

Gas	Emisiones en Gg de CO ₂ eq	2005	2010	Incremento %
CH ₄	Fermentación entérica	921.9	998.9	8.4
CH ₄	Manejo de estiércol	34.8	31.8	-8.5
CH ₄	Quema de residuos agrícolas	26.7	23.6	-11.8
N ₂ O	Quema de residuos agrícolas	22.4	16.5	-26.3
N ₂ O	Emisiones directas e indirectas provenientes de suelo agrícolas	1578.6	1551.0	-1.7
CH ₄	Cultivo de arroz	0.4	0.4	-7.7
N ₂ O	Manejo de estiércol	161.1	159.2	-1.2
	TOTAL	2745.8	2781.3	1.3

Finalmente en la Figura 3, se resumen todas las actividades del sector Agricultura, observando las dos mayoritarias: la fermentación entérica con la emisión del CH₄ y los suelos agrícolas con el N₂O.

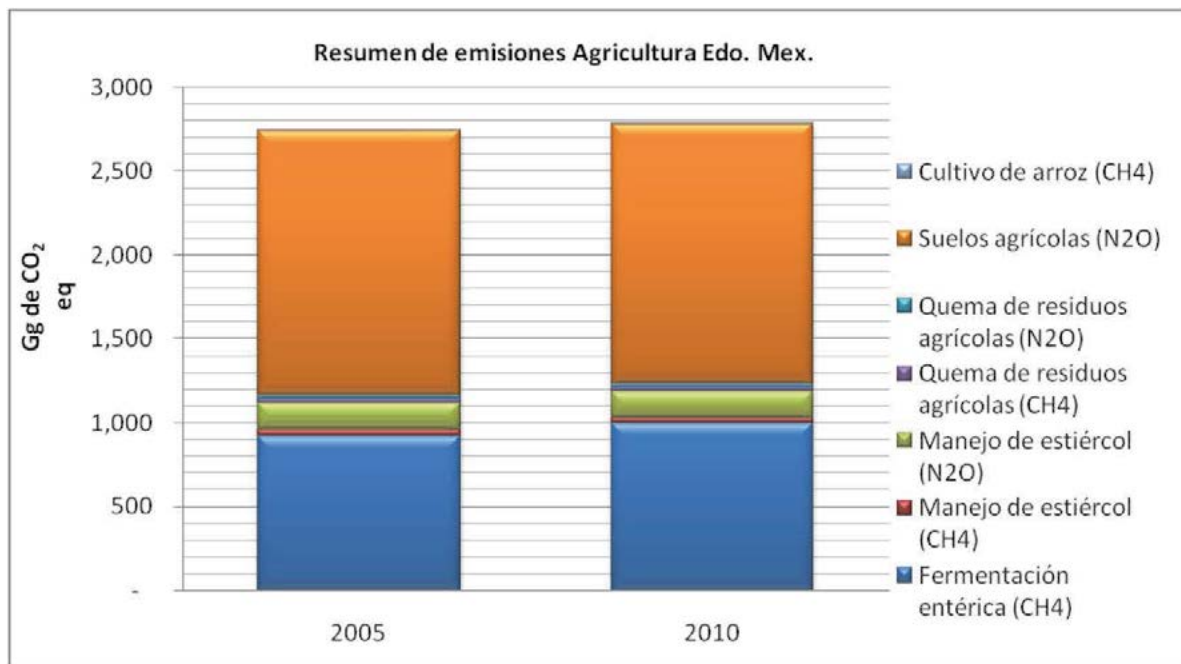


Figura 3. Emisiones de CO₂eq, para todas las actividades del sector Agricultura en el estado de México para los años 2005 y 2010.

Una vez estudiadas las principales actividades y los gases emitidos por ellas, se busca fortalecer la resiliencia para los sistemas de los medios de vida basados en la agricultura, los cuales pueden ser:

- La investigación y divulgación de zonas adaptables al cambio climático.
- La gestión del estiércol para evitar la acumulación y liberar el metano.

- Promoción de la Agroforestería, de los sistemas agrícolas integrados y de las prácticas adaptadas de ordenación forestal.
- Infraestructura mejorada para la captura, almacenaje y utilización del agua en pequeña escala.
- Prácticas mejoradas de ordenación de suelos.

Dentro del marco del MDL y en relación a actividades agropecuarias, pueden desarrollarse iniciativas como por ejemplo:

- Energía a partir de biomasa proveniente de la actividad forestal, siendo utilizados como fuentes de energía renovable y cambio de combustibles.
- Captura del carbono, por medio de la fotosíntesis en el sector forestal.
- Generación de biogás para uso energético.
- Reducir las emisiones de metano en la ganadería y manejo de residuos para la captura del mismo.
- Forestación y Reforestación.

Los anteriores proyectos servirán para promover el desarrollo sustentable en el estado de México y facilitar el cumplimiento como país en desarrollo en el marco del Protocolo de Kioto.

Conclusiones

En el periodo inventariado para el sector agropecuario el crecimiento de emisiones de GEI asociadas a dicho sector, es del 1.3%. Esta tendencia continuará a la alza en caso de no realizar ninguna acción mitigación y/o adaptación e implementar los proyectos de MDL, sin antes investigar la vulnerabilidad del sector.

Las emisiones de CO₂eq en el 2005 tuvieron un 59% el subsector agrícola y 41% el ganadero, siendo que en el 2010 fueron un poco más proporcionales las emisiones en ambos subsectores, destacando con un 57% el subsector agrícola y 43% en el ganadero.

Las emisiones provenientes de la fermentación entérica son representativas a nivel mundial, dicha problemática está sustentada por el incremento del hato ganadero, el cual a su vez representa una fuente de alimentación para las sociedades humanas, asimismo las principales emisiones que proceden del uso de fertilizantes agrícolas y la quema de residuos, dan lugar a efectos negativos como el abandono de tierras, conllevando a la desertificación y resultan de una interacción compleja de condiciones que varían de un área a otra, tales como la cantidad de agua en el suelo, la temperatura del suelo, los tipos de suelo, la actividad microbiana, las condiciones climáticas y los patrones de lluvia.

Agradecimientos

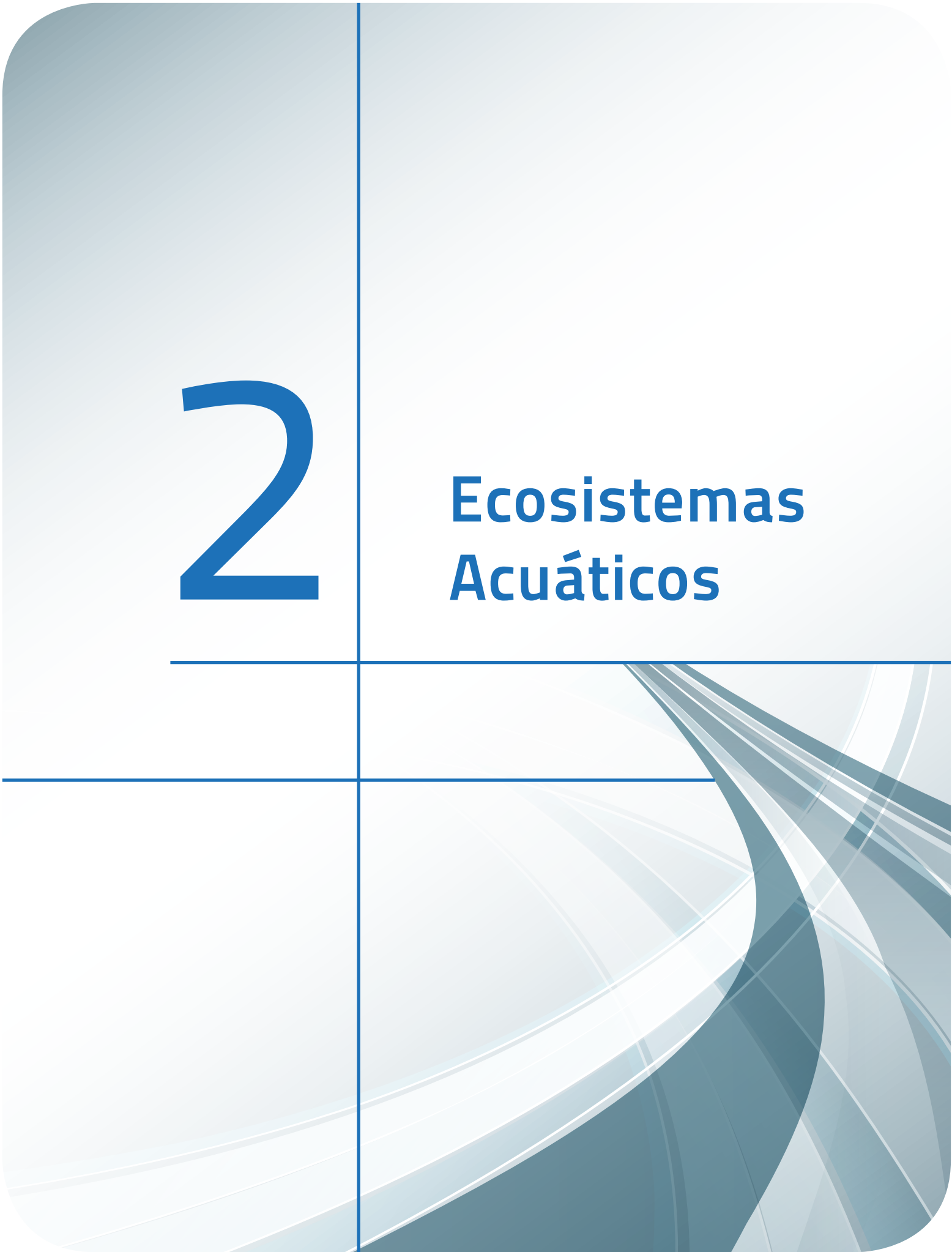
El apoyo brindado por la Secretaría del Medio Ambiente del estado de México, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica y Pronatura A.C.

Bibliografía

SAGARPA. 2012. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Consultado en: www.siap.gob.mx

2

Ecosistemas Acuáticos





2.1 Contenidos de carbono en distintos compartimentos de ambientes ribereños en ecosistemas forestales de montaña

Cruz-Flores Gerardo¹; Guerra-Hernández E.¹ y Etchevers J. D.²

¹Unidad Multidisciplinaria de Investigación Experimental Zaragoza, Laboratorio de Edafología y Nutrición Vegetal, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Batalla 5 de mayo Esq. Fuerte de Loreto Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, D. F., C. P. 09230. Autor para correspondencia: edaynuve@gmail.com

²Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. C. P. 56230, México.

Resumen

La tala indiscriminada, incendios forestales, degradación del suelo, excesivo e irracional entubamiento del agua de los ya escasos arroyos en ecosistemas montañosos de la cuenca de México afectan los bosques disminuyendo su capacidad de cosecha de agua y la productividad en sistemas ribereños adyacentes a suelos agrícolas y de uso urbano. Lo anterior influye fuertemente propiciando una "sequedad" o sed de los ambientes ribereños que, después de alterados, sólo reciben agua en los periodos de lluvia poniendo en peligro la regeneración natural del sotobosque que contribuye a la infiltración de agua, ayuda en la germinación de especies forestales para mantener su capacidad de captura de carbono. En ecosistemas forestales las estimaciones de los contenidos de carbono (C) consideran generalmente solo a la vegetación y materia orgánica del suelo como los principales reservorios, sin embargo en sistemas ribereños los estudios de los contenidos de C en sus diferentes compartimentos son escasos. El objetivo de este estudio fue contribuir en las estimaciones del carbono almacenado en parte aérea y subterránea de vegetación riparia, del acumulado en sedimentos del lecho de los arroyos, en mantillo, capa de fermentación, en biomasa microbiana y en suelo. Los resultados muestran que los suelos y la vegetación son los compartimentos de mayor acumulación de carbono y que el nivel de carbono orgánico particulado que es un indicador eutrofización acentuado por bajas velocidades del caudal en las partes bajas de la cuenca donde se acumulan los sedimentos.

Palabras clave: ecosistemas de montaña, almacenamiento de carbono, sistemas riparios.

Abstract

Indiscriminate logging, forest fires, soil degradation and irrational water piping of streams in mountain ecosystems in the Basin of Mexico, affecting forest health reducing its water harvesting capacity and productivity of the soils adjacent river systems agricultural and urban use. I already mentioned, causes a "dry" or thirst for riparian environments, and altered receive water only during the rainy season and threatens the natural regeneration of forest understory that helps water infiltration and germination of forest species to maintain their carbon sequestration capacity. In forest ecosystems, estimates of carbon (C) content consider the vegetation and soil organic matter as the main reservoirs and river systems studies the C contents in different compartments are scarce. This research was conducted in order to estimate the carbon content in the aerial and underground riparian vegetation and organic carbon (OC) in soil, mulch, fermentation layer, microbial biomass and sediment from stream beds. The results confirm that the soil and vegetation compartments greater carbon accumulation. The microbial biomass C in some places reached almost a tonne per hectare (Mg ha^{-1}) and increases with altitude. There was significant decrease in C content in soils, litter and fermentation layer of affected sites by human

activities. Regarding the level of particulate organic carbon (an indicator of eutrophication of water bodies) it increases at low flow velocities in the lower parts of the basin where sediments accumulate.

Key words: mountain ecosystems, carbon storage, riparian systems.

Introducción

Una amplia proporción del territorio nacional donde se distribuyen los bosques templados son las montañas que, además de ser la fuente de los ríos más grandes, son hogar de gran biodiversidad en las partes altas de las cuencas. Globalmente las cuencas están siendo sometidas a fuerte presión antrópica donde la deforestación y degradación del suelo en bosques del centro del país conllevan a la reducción de cubierta vegetal modificando el equilibrio ecológico que altera los ecosistemas y acuáticos y fragmenta los ecosistemas terrestres disminuyendo la fijación de CO₂ uno de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) que contribuye al cambio climático.

Los ambientes ribereños se encuentran entre los sistemas ecológicos más complejos de la biosfera. Florística y estructuralmente son eco-regiones más diversas cuyos procesos biológicos, geológicos, químicos e hidrológicos, se integran en las interacciones de agua-suelo-vegetación, que son factores mutuamente dependientes y que coexisten en un delicado y frágil equilibrio (Figura 1). Los procesos geobiohidrológicos conjugados en los ecosistemas ribereños como componentes de la cuenca, son clave fundamental de la salud del bosque porque son elementos clave para el funcionamiento de los ríos y para amortiguar grandes disturbios (Kobiyama, 2003). A pesar de su importancia, se degradan rápidamente en zonas adyacentes a suelos de uso agrícola, pecuario y urbano con lo que disminuye la capacidad de fijación de CO₂ que funge como GEI (McNeil *et al.*, 2003).

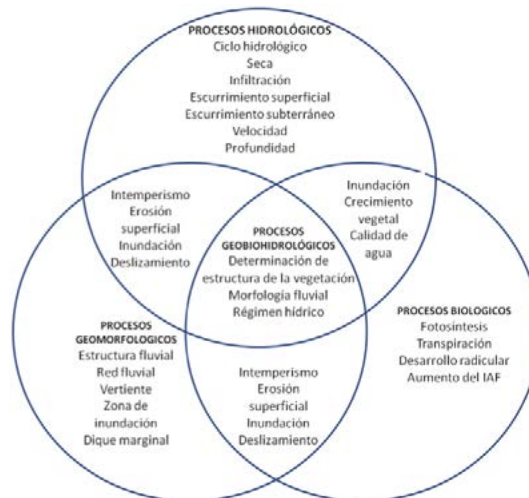


Figura 1. Procesos geobiohidrológicos en un ecosistema ribereño (Tomado de Kobiyama, 2003).

Los estudios de los contenidos de C en sus diferentes compartimientos son muy escasos en los sistemas ribereños de bosques en alta montaña. La complejidad del relieve con montañas altas, pendientes pronunciadas, cañadas y barrancas profundas, son algunos factores que hacen lenta la investigación sobre los contenidos de carbono de los bosques templados y particularmente de sus sistemas ribereños, donde los contenidos de carbono de la capa de fermentación y de la biomasa microbiana aunque contribuyen poco al almacenamiento total de carbono, son fracciones importantes,

porque influyen sobre el carbono acumulado en compartimentos de mayor durabilidad en el ecosistema (Cruz y Etchevers, 2011).

Con la premisa de que los inventarios de carbono deben ser más completos que un inventario tradicional, se deben considerar diferentes depósitos de carbono que por su naturaleza tienen una varianza diferente (mientras el error estándar de la media para biomasa aérea puede alcanzar 20%, para un determinado tamaño muestral, el error estándar para el suelo puede ser 40%, y el de biomasa subterránea 80% o más (Schlegel *et al.*, 2001). Por los antecedentes mencionados y ante las grandes varianzas de contenidos de carbono los principales compartimentos de los ecosistemas ribereños en la cuenca alta, el objetivo de este estudio fue estimar los contenidos del carbono almacenado en la parte aérea y subterránea de vegetación riparia, en mantillo, capa de fermentación, suelo y de éste, el lábil, de biomasa microbiana de suelos adyacentes a sistemas ribereños de alta montaña, del acumulado en sedimentos del lecho de los arroyos, del carbono orgánico particulado (COP) y carbono en carbonatos del agua.

Materiales y métodos

Las estimaciones de contenidos de carbono fijado al momento de las mediciones en sistemas ribereños, tienen su base en principios y procedimientos aceptados para hacer inventarios y muestreos en las ciencias del suelo y estudios limnológicos y, además de ser costo-eficientes, deben cumplir con los requisitos establecidos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Bajo este criterio, el diseño muestral consistió en seleccionar sitios con ambientes riparios distribuidos sobre un gradiente altitudinal descendente, en el que los de mayor altitud, se ubicaron cerca del origen de manantiales alimentados del deshielo del sistema volcánico Izta-Popo y, a intervalos regulares, sobre los cauces ribereños con descenso aproximado de 100 a 150 m, se seleccionaron otros sitios que se ubicaron en mapas topográficos y satelitales (Google maps). Para el trabajo de campo, los sitios se recorrieron registrando su altitud en coordenadas UTM, exposición y pendiente, origen geológico de la roca madre, relieve, tipo, profundidad del suelo y vegetación dominante (Figura 2).

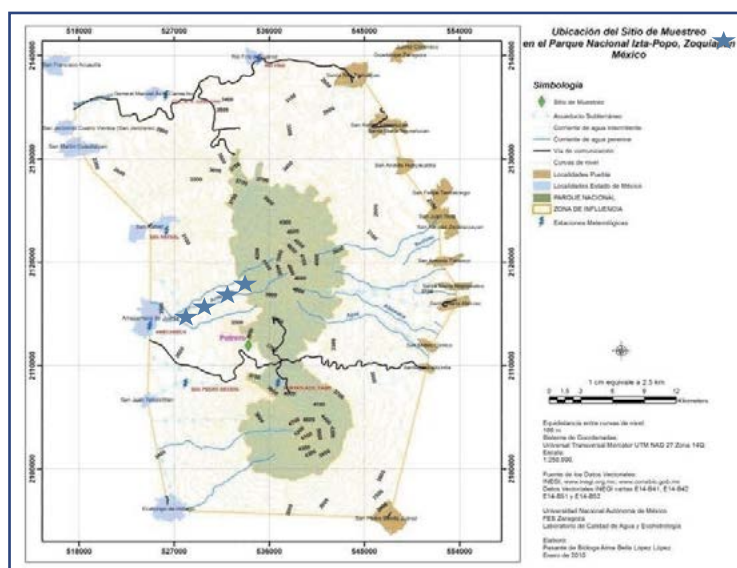


Figura 2. Mapa de ubicación de sitios de estudiado. Fuente: Polígono del Parque Nacional Izta-Popo: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Realizado con el SIG ArcMap 9.2.

Cuantificación de carbono en vegetación

Para bosques naturales, generalmente se utilizan parcelas de muestreo circulares de radio 11.28 m (400 m² de superficie) aunque pueden utilizarse parcelas más pequeñas (Schlegel *et al.*, 2001). Ante la unidireccionalidad y sinuosidad del sistema ribereño en este estudio se trazaron, a ambos lados del arroyo, cuadrantes de 7 m de amplitud × 30 m de largo (superficie de 420 m² por sitio de muestreo). Del estrato arbóreo, se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura del fuste del árbol (h) para estimar volumen maderable y usando ecuaciones alométricas por especie dominante y factores de expansión (Atencia, 2003; González, 2008), se calculó su productividad y contenido de carbono de biomasa aérea usando el factor de carbono (54% de la biomasa seca). Para la biomasa subterránea, el carbono se estimó en función de las relaciones *parte aérea:raíz* reportadas en la literatura (Mokany *et al.*, 2006) y con el factor de carbono en biomasa indicado. En ocho subparcelas de 1 m² dentro de los cuadrantes a ambos lados del río se determinó el carbono contenido en vegetación arbustiva cosechando, tanto parte aérea como subterránea y mediante el producto de la biomasa seca colectada por el factor de contenido de carbono.

Cuantificación de carbono en mantillo, capa de fermentación, suelo y carbono en biomasa microbiana

Utilizando cuadros de madera de 25 cm × 25 cm en ocho réplicas de muestreo, se colectó toda la hojarasca, ramas y ramillas de hasta 10 cm de diámetro para hacer la estimación del contenido de carbono en este reservorio. El material fue procesado similarmente a la determinación de carbono en vegetación arbustiva y sotobosque. Posteriormente y después de retirar la hojarasca, también en ocho réplicas, se colectó cuidadosamente la capa de fermentación de pocos milímetros que está constituida por material organomineral fino encontrada sobre la superficie del suelo y bajo la capa de hojarasca, evitando coleccionar suelo superficial. Después de secarse al aire, se determinó carbono orgánico con el método de Walkley y Black (Jackson, 1964). Para el caso del suelo, las muestras colectadas para el cálculo del contenido de carbono tuvieron un espesor de 0-20 cm, se secaron al aire, tamizaron (malla de 2 mm) y determinó el carbono orgánico de suelo (COS) con el método de Walkley y Black.

Se determinó carbono de biomasa microbiana (CBM) colectando ocho muestras de suelo de 0 a 5 cm y 0 a 10 cm de profundidad (cuatro por lado del arroyo a lo largo de los 30 m del cuadrante), preservando las muestras en bolsas herméticas. La determinación del CBM se realizó mediante el método de fumigación-incubación cuantificando el CO₂ de la respiración microbiana.

Cuantificación de carbono en sedimento y agua

Para determinar el contenido carbono orgánico en sedimentos se tomaron tres submuestras uniformemente repartidas a 0 m, 15 m y 30 m y formaron muestras compuestas que se trasladaron al laboratorio, se secaron al aire y se les determinó carbono orgánico (método de Walkley y Black). Respecto al carbono particulado en agua, este se cuantificó en dos épocas del año (estío y lluvias) mediante una oxidación del carbono por vía húmeda con una solución K₂Cr₂O₇-H₂SO₄ y determinación espectrofotométrica (Parsons *et al.*, 1984). El carbono inorgánico presente en agua se determinó evaluando la alcalinidad por el método Titrimétrico con dos indicadores (APHA-AWWA-WPCF, 1992). También se midió ancho del caudal, perfil batimétrico y velocidad de la corriente de acuerdo al método de Sección-velocidad.

Resultados y discusión

Carbono orgánico en componentes de la vegetación ribereña

El Cuadro 1, muestra que los contenidos de carbono acumulado en la vegetación, tuvieron diferencias hasta diez veces mayores entre los sitios mejor conservados y más productivos (Ranchotitla y Axochiapa) respecto a aquellos que muestran algún disturbio por cambio de uso de suelo y construcción de “contenedores” para almacenamiento de agua y sitios que se han destinados al ecoturismo (Tepinoco y Cuatonco).

Cuadro 1. Carbono en vegetación en diversos sitios de ambiente ribereño en bosque de coníferas de alta montaña

Sitio	Uso de suelo	Altitud (m)	Biomasa (Mg C ha ⁻¹)				C total acumulado (Mg C ha ⁻¹)
			Arbórea		arbustiva		
			Parte aérea	Radical [†]	Parte aérea	Radical	
Ranchotitla	F _c	3224	1720.4 a	344.2 a	1.0 a	1.04 a	2066.4
Tepinoco	F _m	3028	265.5 c	53.1 b	0.06 d	0.15 c	318.8
Axochiapa	F _c	2760	1614.4 a	322.9 a	0.63 b	0.40 b	1938.3
Peña Verde	F _c	2752	1545.3 b	309.1 a	0.10 c	0.10 c	1854.6
Cuatonco	F _m	2752	204.8 c	41.0 b	0.15 c	0.14 c	246.1
Hda. Panoaya	T	2563	-	-	-	-	-
Media			1271.1	254.3	0.47	0.37	
Desv. Est.			764.5	152.9	0.41	0.39	

[†]Estimado en función de las relaciones (parte aérea:raíz) en plantaciones de bosques templados de coníferas (Mokany *et al.*, 2006).

Letras diferentes dentro de columna representan diferencias significativas Tukey ($p \leq 0.05$).

F_c = Forestal conservado, F_m = Forestal manejado, T = Turístico.

Los contenidos de C en Mg ha⁻¹ en biomasa aérea tuvieron valores muy superiores (204 a 1720 Mg C ha⁻¹ a los reportados para bosques mixtos de Pino-Encino, donde se reportaron valores entre 35 y 152 Mg C ha⁻¹ (Balam *et al.*, 2012). Los bosques de coníferas del centro del país a pesar de la fuerte presión a la que son sometidos, muestran aún alta productividad. Ordoñez *et al.* (2012), encontraron en bosques de la región de estudio, cantidades de carbono entre 50 y 500 Mg C ha⁻¹ en bosques de *Pinus hartwegii*. Porque el inventario incluyó aún a individuos de talla menor de 10 cm de DAP, no considerados en otros estudios, porque el estudio incluyó ambientes menos hostiles en referencia a los que son habituales para *Pinus hartwegii* y, porque son ambientes ribereños de mayor productividad, en esta investigación los contenidos de C encontrados fueron aún superiores cuando el bosque está bien conservado y tuvieron productividad menor en los sitios más abiertos por actividades antrópicas.

En estimaciones de menor precisión quizá, por la teoriedad de las relaciones parte aérea:raíz, en el Cuadro 1, se puede observar que es considerable la acumulación de carbono en raíz de especies arbóreas y también considerable fue la acumulación de carbono en vegetación arbustiva tanto en su parte aérea como en la biomasa subterránea evaluados con métodos destructivos.

Respecto al contenido de carbono en mantillo, un método económico de cuantificación de productividad es la medición de hojarasca. Con otro sistema de colecta de mantillo, en bosques de vegetación secundaria remanente de selva tropical, Orihuela-Belmonte y de Jong (2012), determinaron la producción de hojarasca y el contenido de carbono de 2.1 a 3.3 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Los resultados de ésta investigación mostraron un promedio de 8 Mg C ha⁻¹ con mínimo de 2,5 Mg C ha⁻¹ en sitios perturbados y otros con 12.9 Mg C ha⁻¹ en bosques conservados que son mayores a las reportadas las cuales son explicable por la menor tasa de descomposición de hojas ricas en ligninas y menor temperatura media anual en bosques templados (Cuadro 2).

Cuadro 2. Carbono en el sistema edáfico en diversos sitios de ambiente ribereño en bosque de coníferas de alta montaña

	Uso de suelo	Mantillo	Capa de fermentación	Suelo	CBM	Carbono total Acumulado
				0-30 cm		
Mg C ha ⁻¹						
Ranchotitla	F _c	12.9 a	7.6 a	115.8 a	0.97 a	136.3
Tepinoco	F _m	9.8 b	2.5 b	59.8 d	0.16 c	72.1
Axochiapa	F _c	3.3 c	4.8 b	98.5 b	0.05 d	106.6
Peña Verde	F _c	13.7 a	3.0 b	72.3 c	0.28 b	89
Cuatonco	F _m	6.6 b	2.0 c	104.9 a	0.86 a	114.4
Hda. Panoaya	T	2.5 c	1.8 c	86.0 c	-	90.3
Media		8.13	3.6	89.6		101.33
Desv. Est.		4,8	2,2	20.9	0.42	

No se han encontrado reportes sobre CBM en suelos de ambientes ribereños para comparar contra otros reportes, pero se encontró que el CBM aporta 0.05 a 0.97 Mg ha⁻¹ y que los contenidos de carbono microbiano, con excepción del sitio Axochiapan (2900 m), aumentan con la altitud. El estado de conservación si influye en los contenidos de carbono orgánico en el suelo, con notable disminución en sitios que han sido afectados por actividades antrópicas (Cuadro 2).

Las determinaciones de COP en el agua de arroyos de los sistemas ribereños, se hicieron en dos momentos y se observó que el COP tuvo concentraciones más bajas en época de lluvias que en estiaje esto debe atribuirse a la dilución de carbono orgánico cuando hay lluvia por mayor cantidad de agua en el cauce (Cuadro 3).

Cuadro 3. Carbono en el sistema acuático en diversos sitios de ambiente ribereño con bosque de coníferas de alta montaña

Localidad	Altitud m	Velocidad de Caudal m s ⁻¹		Gasto de Corriente m ³ s ⁻¹		C en sedimento %	C en alcalinidad mg L ⁻¹	Carbono Orgánico Particulado µg C L ⁻¹		
		lluvia	estiaje	lluvia	estiaje			lluvia	estiaje	Promedio
Ranchotitla	3224	0.003	0.003	0.299	0.391	1.3	3.4	20.1	161.2	90.6
Tepinoco	3028	0.002	0.004	0.073	0.190	2.7	3.5	76.4	91.80	84.1
Axochiapa	2760	0.064	0.018	1.014	0.232	1.9	4.3	--	107.9	101.9
Peña Verde	2752	0.005	0.005	0.265	0.26	4.1	5.37	46.3	--	46.3
Cuatonco	2673	0.001	0.003	0.063	0.089	3.9	4.13	254.0	224.7	239.4
Media		0.015	0.07	0.343	0.232	2.8	4.14	99.2	146.4	112.5
Desv. Est.		0.027	0.006	0.39	0.11	1.22	0.79	105.7	60.03	73.9

Al analizar los contenidos promedios de COP, se observó que hay un marcado aumento del contenido de carbono en el sitio de menor altitud como consecuencia de una disminución de la velocidad del caudal por lo que las partículas suspendidas se acumulan y suelen ser menos transportables. Estos valores también reciben influencia del gasto de corriente que es menor en cuenca alta y se incrementa hacia los sitios de menor altitud al recibir el agua de otros tributarios de los cauces principales.

Conclusiones

Los compartimentos de mayor acumulación de carbono en los sistemas ribereños son los suelos y la vegetación, observando que la destrucción de la vegetación natural expone al suelo pérdidas de carbono por erosión, que van a los cauces de agua aumentando el nivel de COP que es un indicador eutrofización acentuado por la velocidad del caudal en las partes bajas de la cuenca donde se acumulan los sedimentos.

Agradecimientos

A la Carrera de Biología, UNAM-FES Zaragoza y a Karina Escalante Velez, Dafne González, Karen L. Vega-Martínez, Ana L. Cortés-Guerrero, Ernesto Mascot-Gómez.

Bibliografía

- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Editorial Díaz Santos. Washington. 1995 pp.
- Atencia M. E. 2003. Densidad de maderas. INTI-CITEMA. Consultado en http://www.inti.gov.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_cientifico.pdf.
- Balam L., F. Torres, A. Ordóñez, R. Rojas, F. Jiménez, E. Caballero, A. Flores, F. Calvo, O. Aguado, I. García, V. Sepúlveda, V. Carmona. 2012. Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica, en la Reserva Forestal Xilitla, San Luis Potosí, México. En: Paz F., R. M. Cuevas (Eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, México. pp. 35-41.
- Cruz-Flores G., Etchevers J. 2011. Contenidos de Carbono Orgánico de Suelos Someros en Pinares y Abetales de Áreas Protegidas de México. *Agrociencia* 45:849-862.
- González Z. M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del Estado de Chiapas, México. Tesis Magister Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica.
- Jackson M. L. 1964. Análisis químico de suelos. Ed. Omega. Barcelona España. 666 pp.
- Kobiyama M. 2003. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. *In: I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias-Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003*.
- McNeil B. I., R. J. Matear., R. M. Key, J. L. Bullister, J. L. Sarmiento. 2003. Anthropogenic CO₂ Uptake by the Ocean Based on the Global Chlorofluorocarbon. *Science* 299:235-239.
- Mokany K., R. John, A. Prokushkin. 2006. Critical Analysis of Root: Shoot Ratios. *En: Terrestrial Biomes. Global Change Biology* 12:84-96.
- Ordoñez D. J., B. Antonio, M. E. Caballero, I. F. Jiménez, J. V. Carmona, A. Galicia, F. Calvo, M. L. Balam, R. G. Rojas, J. F. Jiménez. 2012. Estimación del carbono almacenado en *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan. En: Paz F., R. M. Cuevas (Eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, México. pp. 680-684
- Orihuela-Belmonte D., B. de Jong. 2012. Producción de hojarasca en la Reserva de la Biosfera Selva “El Ocote”, en el Estado de Chiapas. En: Paz F., R. M. Cuevas (Eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, México. pp.17-25.
- Parsons T., Yoshiaki, L. Carol. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. Oxford, England. 173 pp.
- Schlegel B., J. Gayoso, J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Universidad Austral de Chile. Proyecto FONDEF D9811076. Valdivia, Enero 2001. 20 pp.



2.2 Reserva de carbono en la biomasa aérea de manglar

Rivera-Aldaco Yushet M.¹; Nájera-González Oyolsi² y Murray-Nuñez Rafael M.²

¹Programa de posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias y Pesqueras, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura "Amado Nervo" s/n, C.P. 69000, Tepic, Nayarit, México. Autor para correspondencia: marilyn6-1987@hotmail.com

²Secretaría de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura "Amado Nervo" s/n, C.P. 69000, Tepic, Nayarit, México.

Resumen

Los manglares son los bosques tropicales que mayor capacidad tienen de mitigar el cambio climático a partir del intercambio de CO₂. Existe información con respecto a reservas de carbono, sin embargo, son pocos los estudios que revelen la importancia que tiene el bosque de manglar para ayudar a mitigar los efectos del cambio climático a través de las reservas de carbono en la biomasa aérea. El propósito de este trabajo es cuantificar el carbono orgánico que reserva la biomasa aérea del manglar localizado en el sistema estuarino San Cristóbal, del municipio de San Blas, Nayarit. Para este trabajo, se realizó un muestreo completamente al azar, seleccionando 20 parcelas de muestreo, cada parcela tuvo una superficie de 100 m²; para la determinación de la biomasa se utilizaron ecuaciones alométricas para cada especie de manglar. Para esto, fue necesario obtener datos dasométricos (DAP, DB, Ht), dentro cada parcela. Para estimar las reservas de carbono se utilizó el método directo y el método por ignición propuesto por Davies (1974). Los resultados obtenidos muestran una biomasa total de 131.5 ton ha⁻¹, y una reserva de carbono de 0.922 ton C⁻¹.

Palabras clave: cambio climático, reservas de carbono, cambio de uso del suelo.

Introducción

La vegetación juega un papel importante hoy en día para ayudar a mitigar el proceso de cambio climático, debido a la capacidad que tiene para capturar y almacenar CO₂. Montoya *et al.* (1995) afirma que, a través de la fotosíntesis, la vegetación asimila CO₂ atmosférico, forma carbohidratos y gana volumen. 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.

El interés sobre estos ecosistemas surge de la información cada vez más alarmante, y mejor documentada, sobre el proceso de calentamiento global, debido fundamentalmente a la emisión de gases causantes del llamado "efecto invernadero" por actividades humanas (IPCC, 2001). La evidencia sobre este fenómeno es basta y contundente y aunque el "efecto invernadero" es un fenómeno natural, el incremento de los gases que lo producen, como resultado de las actividades humanas, se traduce en un aumento de la temperatura y los problemas asociados a éste.

Es importante considerar que "la respiración vegetal y la descomposición de materia orgánica del mundo libera más de 10 veces el CO₂ del que inducen las actividades humanas, pero estas emisiones han estado durante siglos en balance con el dióxido de carbono absorbido por la vegetación terrestre y por los océanos" (EPA, 2003).

Los manglares son considerados ecosistemas de suma importancia, debido a los bienes y servicios que prestan tales como: barreras para Huracanes, hábitat de especies, control de la erosión en zonas costeras, fuente de empleo, proporcionan alimentación para la población local. Además son considerados sumideros de CO₂, ya que capturan, almacenan y liberan carbono como resultado de

procesos de fotosíntesis, respiración y degradación de materia seca. Constituyen un ecosistema insustituible y único, que alberga una gran biodiversidad. Entre sus árboles, ramas y follaje se encuentran muchas especies de aves, reptiles, mamíferos, insectos, plantas epifitas, líquenes. Los manglares proveen un amplio rango de servicios ecológicos y ambientales que benefician a las comunidades adyacentes a ellos, así como a poblaciones lejanas, (López y Ezcurra, 2002). Al respecto, algunos estudios publicados por Nature GeoScience sobre el bosque de manglar, revelan que, pese a que representan a nivel mundial solo el 0.7% de los bosques tropicales, son los que tienen mayor capacidad de captación de CO₂; sin embargo, se cree que pueden estar generando el 10% de las emisiones globales de CO₂, principalmente por su deforestación.

El ecosistema de manglar, se ve afectado de manera significativa debido a las grandes pérdidas producidas por el cambio y uso de suelo (siendo el hombre la causa principal) y causas naturales, unidos al cambio climático. Según datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, (FAO, 2005), de 1980 al 2005 se ha perdido el 23% de la superficie mundial de manglares, representando una pérdida de 4.6 millones de hectáreas en 20 años. En México la superficie de manglar está desapareciendo a un ritmo de 2.5% (INE, 2005). En Nayarit, para el año 1973 se estimó la mayor superficie, con cerca de 78 ha que posteriormente se vieron reducidos a menos de 71.74 ha para el año 2005.

Para determinar la importancia de los bosques de manglar, en los mecanismos del cambio climático mundial, es importante conocer y seguir la evolución del carbono almacenado, y para esto, es necesaria una estimación de la biomasa aérea. El cálculo de la biomasa es el primer paso para evaluar la productividad de los ecosistemas y la contribución de los bosques tropicales en el ciclo global del carbono (Castañeda *et al.*, 2005). Por esta razón el objetivo de este trabajo es evaluar las reservas de carbono en la biomasa aérea del bosque de manglar en el sistema estuarino San Cristóbal, San Blas, Nayarit.

Materiales y métodos

Localización del área de estudio

El área de estudio se localiza en el municipio de San Blas, en el estado de Nayarit (Figura 1), es conocido como sistema estuarino San Cristóbal, se localiza entre las coordenadas 21°30'46.17" y 21°39'27.34" Latitud Norte y los 105°16'29.23" y 105°11'37.26" Longitud Oeste. Tiene una superficie de 5733 ha. El centro aproximado del sitio es 21°34'56" N y 105°14'36" Oeste (CONANP, 2007).

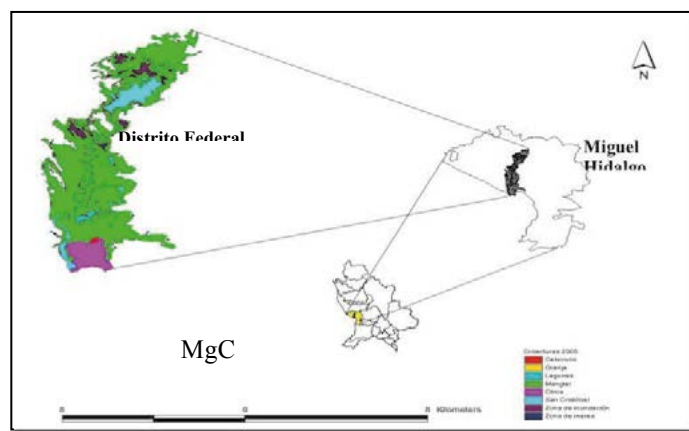


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Análisis de cobertura vegetal

Los cambios de cobertura de manglar se analizaron a partir de la interpretación de ortofotos digitales de los años 1995 y 2005 (INEGI) con resolución de 2 y 1 m, respectivamente. La fotointerpretación de estos materiales se realizó en pantalla en forma visual utilizando herramientas SIG y con apoyo en cartografía temática, fotografías aéreas y verificación de campo. Esta parte del trabajo se realizó en cuatro etapas, las cuales se presentan la Figura 2.



Figura 2. Etapas del análisis de cambio de cobertura.

Determinación de la biomasa

La biomasa aérea se calculó de manera indirecta, utilizando ecuaciones alométricas determinadas para cada especie de manglar (Fromard *et al.*, 1998). Para la obtención de las variables se seleccionaron 20 sitios de muestreo distribuidos en el área de estudio, en cada uno de ellos se realizaron un inventario sobre cada una de parcela de 100 m². Para la obtención de variables dasométricas, diámetro basal (DB), diámetro a la altura del pecho (DAP), se utilizará una cinta métrica de 1.70 cm, para el caso de la altura total (Ht), esta se obtuvo mediante un clinómetro utilizando el método de trigonometría donde la altura total es igual a la distancia por la tangente del ángulo alfa más la altura del ojo. Una vez obtenidas las variables se ajustaron a las ecuaciones alométricas, las cuales se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para especies de manglar

Especies	Ecuación	r ²	Fuente
<i>L. racemosa</i>	BT= 0.147*DAP ^{2.4}	98.2	-
<i>R. mangle</i>	BT=0.227*DAP ^{2.3}	97.3	Fromard,1998
<i>A. germinans</i>	BT=0.128*DAP ^{2.6}	92.0	-
<i>C. erectus</i> (vegetación siempre verde)	BT= 1.624+2.35*LN (DAP)	99.0	-

Contenido de carbono

Para la obtención de las muestras, se utilizó el método directo, y el método de pérdida por ignición (Davies, 1974) para la obtención del contenido de carbono; cabe señalar que esto se realizó, solo con la especie de aprovechamiento *Laguncularia racemosa*, empleando 30 árboles de esta especie. Con una báscula tradicional se pesó el total de ramas y hojas para determinar el peso húmedo total de cada árbol, posteriormente se tomaron 90 submuestras de 0.500 g, 30 muestras de ramas, 30 de hojas y 30 muestras de tronco; para el caso del tronco solo se obtuvo los primeros 10 cm y también fue pesado en húmedo. Una vez pesadas las muestras se pusieron en bolsa de papel previamente etiquetadas, para ser trasladadas al laboratorio de suelos ubicado en las instalaciones de Universidad Autónoma de Nayarit, para su secado constante.

Para el secado, las muestras fueron introducidas en una estufa a 70 °C por 48 horas, hasta obtener el peso constante; con balanza analítica se obtuvo el peso seco constante, posteriormente se pulverizaron 3 g de muestra seca y se colocó 1.5 gramos de ésta en crisoles para su posterior incineraron a 550 °C durante 4 horas, una vez obtenida las cenizas se dejaron en desecado por 1 hora; pasado el tiempo se les dio el primer peso, los crisoles se pesaron en una balanza analítica (0.003 g), posteriormente fueron introducidas a una estufa a 70 °C por 24 horas para ser pesadas nuevamente, hasta llegar a peso constante. El cálculo de los valores de contenido de carbono se determinó por diferencia entre peso seco de la muestra menos el peso de la ceniza, obteniendo como resultado el carbono liberado; este valor se multiplico por 100 y se obtuvo el porcentaje de carbono.

Resultados y discusión

Como resultado del análisis de cambio de cobertura de manglar en el sistema San Cristóbal se obtuvo que en el año 1995 la cobertura de manglar era de 3254.735 ha, mientras que en el año de 2005 la cobertura de manglar fue de 3376.721 ha, determinando que para el año 2005 la cobertura de manglar incremento a 122 hectáreas. Estimando un incremento anual de 12.2 ha año⁻¹ (Figura 3).

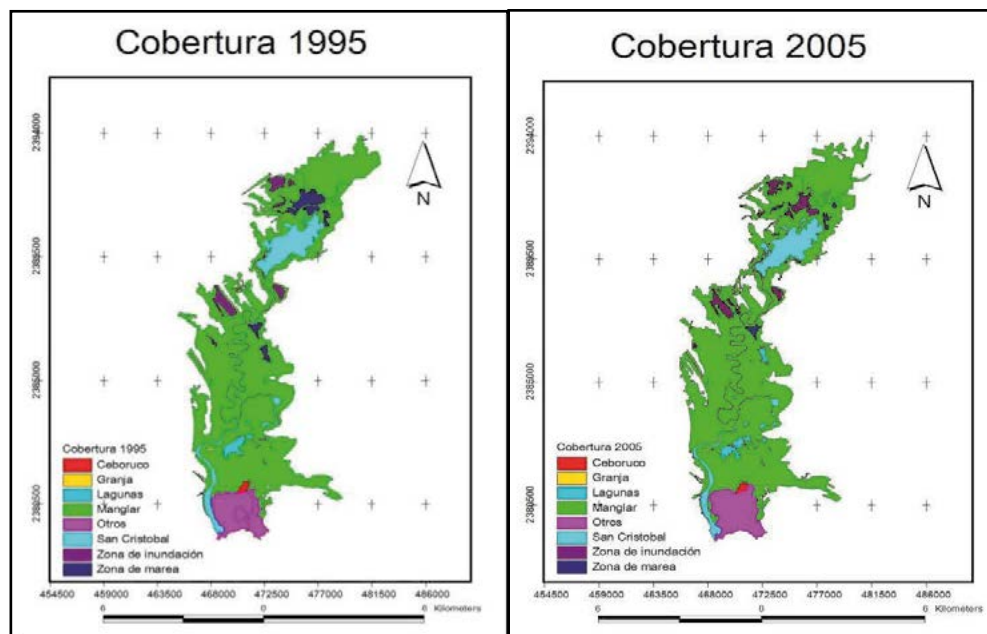


Figura 3. Cobertura de manglar en 1995 y 2005 el área en estudio.

Respecto a la determinación o cálculo de biomasa, se tiene que la especie que mayor biomasa genera es *Rhizophora mangle* (Mangle rojo) con un total de 191.77 kg de biomasa por cada árbol, seguido de *Avicennia germinans* (Mangle negro) con 21.88 kg de biomasa por árbol, mientras que *Laguncularia racemosa* (Mangle blanco), es la especie que menos biomasa produce, ya que, de cada árbol se obtiene 7.62 kg. Así mismo, se puede observar que la especie que tiene mayor dominancia, dentro del área de estudio es *Laguncularia racemosa* (Mangle blanco). Los datos dasométricos derivados del muestreo de campo se resumen en los Cuadros 2 y 3.

Los resultados del análisis muestran que existe aproximadamente 26 331 kg de biomasa por 2000 m². Al extrapolar esto datos a hectáreas, se tiene una biomasa de manglar de aproximadamente 131.5 ton ha⁻¹.

Cuadro 2. Determinación de la biomasa aérea. P= Promedio

Especie	# de árboles	Altura promedio (m)	DAP Promedio
<i>Laguncularia racemosa</i> (Mangle blanco)	482	10.66	27.43
<i>Rhizophora mangle</i> (Mangle rojo)	150	9.85	28.86
<i>Avicennia germinans</i> (Mangle negro)	17	6.62	26.75
<i>Conocarpus erectus</i> (Mangle botoncillo)	73	7.1	23.69
Total	722		

Cuadro 3. Determinación del área muestreada así como la biomasa total, por el número de árboles muestreados

Especie	# de árboles	Biomasa por árbol (kg)	Área muestreada	B total por árboles muestreados (kg)
<i>Laguncularia racemosa</i> (Mangle blanco)	482	28.39	2000 m ²	13 683.98
<i>Rhizophora mangle</i> (Mangle rojo)	150	75.42		11 313
<i>Avicennia germinans</i> (Mangle negro)	17	24.53		417.01
<i>Conocarpus erectus</i> (Mangle botoncillo)	73	12.57		917.61
Total	722			26 331.6

Al asociar estos datos con los resultados del análisis de cambio de cobertura de manglar, se obtiene que en 1995 la biomasa de manglar oscilaba entre los 427 993 ton; mientras que para el año 2005 esta cifra aumento a 444 036 ton, lo que representó un incremento de 16 043 ton, es decir, un incremento medio de 1 604 ton año⁻¹.

La estimación del contenido de carbono que existe en la biomasa aérea del bosque de manglar se realizó de manera directa, comenzando con la colecta de muestras. En total se colectaron muestras de tronco, ramas, hojas de 30 árboles de *Laguncularia racemosa*; cada árbol fue deshojado de manera manual y tanto ramas como hojas fueron puestos en canastas de un peso de 350 g, las ramas, hojas y piezas de tronco de 10 cm de diámetro; fueron pesados cada una por separado para determinar el peso húmedo. Una vez determinado el peso húmedo total, se tomó una submuestra (hojas y ramas) de 500 g de cada árbol por último se etiquetaron y metieron en bolsa de papel bond; una vez preparadas las muestras se trasladaron al laboratorio de suelos ubicado en las instalaciones de Universidad Autónoma de Nayarit.

Cuadro 4. Contenido de carbono total, y por cada componente arbóreo

Muestra	sub Muestra seca (g)	W cenizas (g)	CO ₂ Liberado (g)	(%) liberado	Comprobación Suma de Wce+CO ₂ Lib	Peso seco x cada 500 g húmedos	CO ₂ liberado	Cenizas total
HOJAS	1.7	0.2	1.50	86.41	1.7	147.71	127.66	
RAMAS	1.5	0.038	1.47	97.49	1.5	253.51	247.13	48.20
TRONCOS	1.5	0.15	1.36	89.97	1.5	217.72	195.93	
De 1500 gramos de peso húmedo total, se obtiene 619 gramos de materia seca (biomasa), de 619 gramos de materia seca se libera 571 gramos de CO ₂ .						618.9343	570.7281	
El equivalente a 1000 g de biomasa es 992.5 g CO ₂								

Las muestras colectadas de hojas y ramas se pusieron a secar en una estufa a 70 °C por 48 horas; en el caso los troncos el tiempo de secado se extendió a 7 días (una semana dentro de la estufa), debido a que son más gruesos y contienen más humedad. Una vez secas las muestras, se pesaron en una balanza analítica, para obtener el peso seco constante. Posteriormente, con ayuda de un molino se pulverizaron cada una de las muestra, y se pusieron en frascos con su respectiva etiqueta. Siguiendo la metodología se procedió a determinar el contenido de carbono por el método de ignición de Davies, (1974), llegando a los siguientes resultados que se muestran en el Cuadro 4).

Se estimó que por cada tonelada de materia seca, se reservan 922.45 kilogramos de C, es decir, 0.922 ton de C por una tonelada de biomasa de manglar. Así mismo, se observa que el componente del árbol con mayor contenido de carbono son las ramas, seguida por el tronco y por último las hojas.

Los datos antes expuestos sugieren que las reservas de carbono en los manglares del estero San Cristóbal en el año 1995 eran de aproximadamente 394 609.5 ton de C, mientras que en 2005 fue de 409 401.2 ton de C. Estos datos revelan que una reserva de 14 791 ton de C en 10 años, lo que equivale a una tasa de reserva de C de 1 479 ton año⁻¹.

Conclusiones

El análisis de cambio de cobertura de manglar revela un incremento en la superficie de 122 hectáreas entre 1995 y 2005. Estimando un incremento anual de 12.2 ha año⁻¹.

La biomasa de manglar calculada para el año 1995 es de aproximadamente 427 993 ton; mientras que para el año 2005 esta cifra aumento a 444 036 ton, lo que representó un incremento de 16 043 ton. La tasa anual de incremento medio es de 1604 ton año⁻¹.

Respecto a las reservas de carbono, se concluye que para el año 1995 los manglares en estudio representaron reservas de CO₂ de aproximadamente 394 609.5 ton; mientras que en 2005 éstas se incrementaron a 409 401.2 ton. Estos datos revelan que un incremento en la reserva de C de 14 791 ton en 10 años, lo que equivale a una tasa de reserva media de 1479 ton año⁻¹.

Bibliografía

- Castañeda A., J. Vargas, A. Gómez, J. Valdez, H. Vaquera. 2005. Acumulación en la biomasa aérea de una plantación de *Bambusa oldhamii*. *Agrociencia* 1:107 -117.
- CONANP. 2007. Programa Nacional de áreas Naturales Protegidas. México. DF, México. Consultado en: www.conanp.gob.mx.
- Davies B. E. 1974. Loss-on-ignition as an estimate of soil organicmatter. *The Soil Science Society of America Proceeding* 38:150-151.
- EPA. 2003. Consultado en: www.epa.gov.
- FAO. 2005. Serie Centroamericana de bosques y cambio climático. Costa Rica frente al cambio climático. 60 pp.



- Fromard F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J. L. Betoulle, L. Cadamuro. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: New data from French Guiana. *Oecologia* 115:39–53.
- INE. 2005. Áreas Naturales Protegidas de México con decretos federales(1899-2000).
- IPCC. 2001. Third Assessment Report. IPCC, UN. New York.
- López J., E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: Una revisión. *Madera y Bosques*. Número especial: 27-51.
- Montoya G., L. Soto, B. de Jong, K. Nelson, P. Farias, Pajal Yakac Tic, J. Taylor, R. Tipper. 1995. Desarrollo Forestal Sustentable: Captura de Carbono en las Zonas Tzeltal y Tojolobal del Estado de Chiapas. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. Cuadernos de Trabajo 4.

2.3 Balance metabólico de un embalse eutrófico con variaciones de nivel: implicaciones sobre el flujo de carbono en cuerpos acuáticos tropicales

Valdespino Patricia M.¹; Merino-Ibarra Martín²; Castillo-Sandoval Sergio F.² y Ramírez-Zierold Jorge¹

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, DF México. Autor para correspondencia: mmerino@cmarl.unam.mx

²Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, DF México.

Resumen

Recientemente se ha reconocido la relevancia de los sistemas acuáticos continentales en el ciclo global del carbono, debido a la magnitud de C que pueden exportar hacia los sedimentos y hacia la atmósfera. En los análisis globales se subraya la falta de información sobre los sistemas tropicales, donde la eutrofización es un problema creciente. Se prevé que la presión sobre los sistemas dulceacuícolas aumentará con el cambio global, a través de una diversidad de efectos en los ecosistemas, p.ej. las variaciones en el nivel de agua serán más frecuentes. En los últimos años, en el embalse de Valle de Bravo se han registrado importantes variaciones en el nivel (~10 m). Bajo estas condiciones, a través de la dinámica del oxígeno en la columna de agua, se evaluó el balance producción primaria: respiración (P:R) en 2006–2007. La capa de producción fue autotrófica en una base anual, mientras que el balance del sistema en su totalidad indicó heterotrofia neta ($P:R < 1$). Se postula que los eventos de mezcla provocados por la acción del viento, que aumentan su frecuencia e intensidad cuando el embalse presenta nivel bajo, incrementan la respiración del ecosistema. En este periodo, el aporte hacia la atmósfera fue de $4.0 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Los resultados del presente estudio se describen en el contexto de estudios similares en México, resaltando la urgente necesidad de considerar a los sistemas acuáticos continentales en los balances de carbono en diferentes escalas.

Palabras clave: heterotrofia, producción primaria, respiración, mezcla vertical, exportación de carbono.

Abstract

The relevance of continental aquatic systems in the global carbon cycle has been recently highlighted due to the amount of carbon they can export to the sediments and to the atmosphere. The paucity of information on tropical systems, where eutrophication is a crescent problem, is evident in global reviews. In the global change panorama, these systems will also face increasing water-level fluctuations, expected to be more frequent due to the crescent pressure on the water resources. Valle de Bravo reservoir is an important source of water for the populated mexican highlands, which has experienced important water-level fluctuations in recent years (~10 m). We estimated the production:respiration (P:R) balance through oxygen dynamics. The production layer was autotrophic while the whole system balance showed net heterotrophy ($P:R < 1$). Boundary mixing events occur in Valle de Bravo during the stratified period, driven by strong daily winds. Under low water-level conditions, their frequency and intensity increased, rising the system respiration. Atmospheric exportation of CO_2 under these conditions is equivalent to $4.0 \text{ mgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$. The results of this study are discussed in the context of similar studies in Mexico, making evident the urgent need to consider inland waters in the carbon balances in different scales.



Introducción

Recientemente se ha resaltado la importancia de los sistemas acuáticos epicontinentales en el ciclo global del carbono debido a la magnitud de los flujos de carbono que pueden exportar hacia los sedimentos y hacia la atmósfera (Cole *et al.*, 2007). La información que existe sobre los flujos de carbono en estos sistemas es escasa, particularmente la de los sistemas tropicales (St. Louis *et al.*, 2000), donde la eutrofización es un riesgo creciente. La presión sobre estos sistemas crece día con día, y las consecuencias de las actividades humanas en estos sistemas son muy diversas. Una de ellas son las fluctuaciones en el nivel de agua, particularmente en lagos y embalses, que conllevan efectos ecológicos importantes como cambios en la estructura de las comunidades, afectación de la diversidad y las interacciones tróficas, florecimientos de fitoplancton nocivo, entre otros (ver Naselli-Flores y Barone, 1997; Wantzen *et al.*, 2008; Mac Donagh *et al.*, 2009). Existe poca información sobre los cambios en la producción primaria y en los balances metabólicos asociados a las fluctuaciones en el nivel de agua, donde las interacciones son multifactoriales y su estudio es muy relevante para entender los flujos de materia y energía, además de los balances de carbono a diferentes escalas. Debido a los importantes efectos que tienen los cambios en el nivel de agua en los sistemas acuáticos, en algunos trabajos se ha planteado que la modulación de estas fluctuaciones podría constituir una herramienta útil en el manejo de reservorios de agua dulce y que, por ello, su potencial debe ser explorado (Geraldés y Boavida, 2005; Wantzen *et al.* 2008).

El embalse de Valle de Bravo se comporta como un lago monomítico cálido que ha presentado signos de eutrofización desde 1992 (ver Olvera-Viascán *et al.*, 1998; Merino-Ibarra *et al.*, 2008); los florecimientos de masivos de cianobacterias son frecuentes, particularmente durante el periodo estratificado (Ramírez-Zierold *et al.*, 2010). Este embalse forma parte del Sistema Cutzamala, una de las principales fuentes de agua para la numerosa población del Altiplano Central Mexicano. Como consecuencia del manejo de este sistema hídrico, Valle de Bravo ha presentado importantes cambios de nivel en años recientes (~10 m). Bajo estas condiciones, se evaluó el balance metabólico, la relación producción primaria:respiración, así como una estimación de los flujos de carbono a nivel ecosistémico sobre una escala anual.

Materiales y métodos

Se realizaron muestreos en cuatro diferentes estaciones en el embalse de Valle de Bravo con una frecuencia de 28 días durante el periodo comprendido entre agosto de 2006 y agosto de 2007. Adicionalmente a la metodología utilizada para estimar la producción primaria se realizó en cada estación el muestreo sistemático del proyecto integral del estudio de Valle de Bravo (que se lleva a cabo desde 2001 a la fecha) que enmarca al presente trabajo, donde es recabada información en cada punto de muestreo sobre la variación vertical de: la temperatura, la concentración y la saturación de oxígeno, el pH y el potencial redox. El monitoreo incluye el estudio de la hidrología del embalse, la densidad y la diversidad de fitoplancton y zooplancton, la concentración de clorofila-*a* y de nutrientes.

Las tasas de producción primaria neta (PN), producción bruta (PB) y respiración (R), se determinaron mediante el método de botellas claras y oscuras incubadas *in situ* (Vollenweider *et al.*, 1974; Wetzel y Likens, 1991) cuyas relaciones son: Respiración = $O_i - O_o$; producción neta = $O_c - O_i$ y producción bruta = producción neta + respiración. Donde O_i = concentración de oxígeno inicial, O_o = concentración de oxígeno tras la incubación oscura, O_c = concentración de oxígeno tras la incubación clara. Las tasas de producción y consumo de oxígeno fueron integradas por área tomando en cuenta la profundidad de la capa trofógena o capa de producción.

Las botellas se incubaron *in situ* entre 4 y 6 h (horas-luz) a las profundidades: 0, 1, 2, 4, 6 y 8 m (por triplicado en cada profundidad). Durante el periodo de circulación del embalse se extendió la profundidad de las incubaciones para determinar la respiración por debajo de la capa de producción ($R_{afótica}$) y con estos datos calcular la respiración de toda la columna de agua entre octubre y marzo. De esta forma la respiración de la columna de agua es:

$$(R_{total}) = R_{capa\ trofogénica} + R_{afótica} \quad (1)$$

La concentración de oxígeno disuelto en cada botella fue determinada en el laboratorio (por triplicado para cada muestra) según el método de Winkler (modificado por Wright, 1983).

Resultados

Variación espacial y temporal de la producción primaria y la respiración

Los patrones de PB, PN y R no mostraron diferencias significativas entre estaciones, por ello se consideró el promedio de los cuatro puntos de muestreo en el balance producción:respiración del embalse. Las reducidas diferencias entre estaciones de muestreo del embalse han sido señaladas previamente por Merino *et al.* (2008) y Nandini *et al.* (2008) quienes consideran que el fuerte viento (intensidad promedio 7.4 m s^{-1} ; Merino-Ibarra *et al.*, 2003) que se presenta diariamente en el embalse genera una alta homogeneidad espacial del mismo, particularmente en el epilimnion.

El límite vertical de la producción varió entre 4 y 8 m entre muestreos, siendo 6 m la moda estadística. La máxima producción ocurrió a 1 m de profundidad (61% de los muestreos) seguida por la capa superficial (33% de los muestreos).

El patrón temporal de la producción y la respiración mostró marcadas diferencias entre la circulación y la estratificación. En términos generales y como era esperado, la respiración aumentó (se cuadruplicó) entre la estratificación y la circulación, debido principalmente a la oxidación de compuestos reducidos (amonio, materia orgánica, etc.) que se concentran en el hipolimnion (anóxico) durante la estratificación. Entre los resultados obtenidos, resalta que la respiración de la estratificación de 2007 se incrementó más de 300% con relación a la estratificación de 2006. Lo anterior fue asociado a eventos de mezcla en las fronteras que favorecen el intercambio entre la capa superficial y capas más profundas. Las evidencias de estos eventos de mezcla se pueden consultar en Valdespino (2008) y Valdespino-Castillo *et al.* (2013). La magnitud y la frecuencia de estos eventos está relacionada con la acción del viento y la formación de una onda interna en el embalse, cuyos efectos parecen intensificarse en condiciones de nivel bajo del embalse (ver Monroy, 2004; Merino-Ibarra *et al.*, 2003).

Discusión

Las tasas de producción estimadas en Valle de Bravo entre agosto de 2006 y agosto de 2007 son comparables con sistemas con un estado trófico avanzado. Los valores de respiración fueron altos al ser comparados con sistemas similares (ver Valdespino-Castillo *et al.*, 2013), particularmente al considerar la R_{total} .

Balance metabólico de la capa superficial y del sistema en su totalidad

Mientras que el balance metabólico en la zona de máxima producción ($z=1$ m) fue autotrófico a escala anual, el balance metabólico al considerar toda la columna de agua indica heterotrofia neta. Para enunciar lo anterior, estudiamos la relación PN:PB en la zona de máxima producción y en la capa trofógena (Figura 1). La relación PN:PB provee una estimación del reparto entre producción nueva y reciclada, y establece el límite superior de la cantidad de producción que puede ser exportada desde la zona eufótica (Dickson *et al.*, 2001). Los valores positivos de PN:PB proveen una estimación de la capacidad de exportación de materia hacia el hipolimnion y, adicionalmente, cuando PN:PB toma valores negativos, una medida del grado de heterotrofia del sistema.

El valor más bajo de esta proporción (-2.7) se presentó durante el muestreo de diciembre, cuando la producción cayó drásticamente. La cuatriplicación de la biomasa zooplanctónica en este mes (ver Valdespino-Castillo *et al.*, 2013) indica una intensa herbivoría, lo cual es consistente con un escenario eminentemente heterotrófico.

Exportación de carbono hacia los sedimentos y hacia la atmósfera

Para estimar el balance metabólico durante el día, se multiplican las tasas horarias por las horas de luz (fotosíntesis); pero la estimación de la respiración durante la noche requiere de un tratamiento diferente. Se ha observado que las tasas de respiración oscura varían ampliamente entre taxa y en diferentes condiciones ambientales (Geider y Osborne, 1989) pero, en general, se considera que las tasas de respiración oscura significan alrededor del 10 al 15% de las tasas que se alcanzan cuando hay fotosíntesis en saturación de luz (Parsons *et al.*, 1977; Geider y Osborne 1989). Por tanto, la respiración oscura se calculó conservadoramente en este estudio y correspondió a 10% de la respiración en el día.

Los balances de producción:respiración (PB:R) en la capa trofógena muestran que la estratificación de 2006 es metabólicamente autotrófica (se registró alta producción y baja respiración, $PB/R = 3.7$), durante la circulación el sistema cambia hacia heterotrofia neta (baja o muy baja producción y alta respiración definen este periodo, $PB/R = 0.92$). Mientras que el periodo estratificado 2007 no tiene la capacidad de exportación de materia que el de 2006 y su respiración es aún alta ($PB/R = 1.5$).

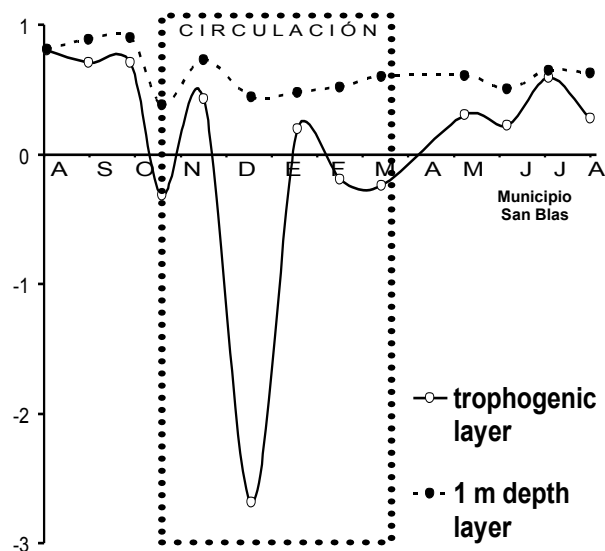


Figura 1. Relación PN:PB en la capa de máxima producción ($z=1$ m) y en la capa trofógena (0 a ~8 m) en el periodo de agosto de 2006 a agosto de 2007 en el embalse Valle de Bravo.

La fijación de carbono que realiza el fitoplancton permite soportar su propio crecimiento y el de la red trófica de su ecosistema. Parte del carbono fijado en la biomasa fitoplanctónica terminará en los sedimentos pero gran parte de éste regresa a la atmósfera como dióxido de carbono por respiración de la comunidad. El balance entre la fotosíntesis (producción primaria) y la respiración comunitaria determina entonces si el cuerpo de agua estudiado funciona como sumidero o fuente de carbono. En el periodo estudiado, la exportación potencial de CO_2 hacia la atmósfera fue equivalente a $4.0 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, este valor es muy similar al flujo promedio de CO_2 reportado por St. Louis *et al.* (2000) de reservorios tropicales ($3.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Producción primaria y balances metabólicos en sistemas acuáticos mexicanos

En el Cuadro 1 se presenta una recopilación de estudios que examinan la producción primaria y el balance producción:respiración en sistemas acuáticos mexicanos (continentales y costeros). En un examen general de estos datos resalta la falta de información reciente. Otro rasgo sobresaliente de nuestra búsqueda es la escasa información sobre sistemas epicontinentales: los datos reportados se limitan a solamente tres sistemas. Por otro lado, aunque diversos estudios han explorado la producción primaria, los parámetros fisicoquímicos relacionados a ésta y sus variaciones en distintas escalas temporales; los datos sobre respiración son más escasos y por ello, los de balance metabólico también.

Uno de los problemas más importantes al tratar de comparar o promediar estos datos son las distintas formas de integración de las tasas de producción y respiración, ya que en ocasiones se presentan como tasas por metro cúbico por hora y en otras, como tasas integradas por área. Estas últimas integran toda la capa de producción que suele ser heterogénea en el espacio. La integración por unidad de área también permite extrapolar, cuando es posible, los flujos de carbono y nutrientes hacia los sedimentos y hacia la atmósfera. El segundo problema es la determinación de las tasas de producción y respiración por día, lo que implica la consideración de tasas diferenciales entre el día y la noche. Anteriormente hemos señalado cómo se realizó la estimación de la respiración oscura (*sensu* Geider y Osborne, 1989). Otra forma de resolver esta pregunta es la observación de la columna de agua en ciclos de 24 h (ver Reyes y Merino, 1991); sin embargo en sistemas en los cuales actúa con fuerza el viento y se generan ondas internas, se debe optar por otros métodos como las clásicas incubaciones en botellas claras y oscuras.

La magnitud de la producción y la respiración está profundamente ligada a las particularidades de los sistemas. Factores físicos como la temperatura pueden afectar los patrones de viento y precipitación en diferentes escalas, y con ello provocar cambios en la hidrodinámica de los sistemas con consecuencias importantes en los flujos de materia y energía. Por ello, en el contexto de calentamiento global del planeta, existe la posibilidad de que los sistemas que funcionaban anteriormente como sumideros de carbono puedan funcionar en el futuro como fuentes de carbono atmosférico. Los resultados aquí expuestos indican que el embalse de Valle de Bravo funcionó como una fuente neta de carbono atmosférico en el periodo entre agosto de 2006 y agosto de 2007. A partir de estos resultados los autores sugieren un monitoreo constante y sistemático del embalse y de los cuerpos de agua continentales mexicanos para entender su papel en el ciclo del carbono a escala regional, nacional y aún, global. En este panorama, es muy necesaria la generación de datos sobre sistemas tropicales.

Cuadro 1. Estudios de producción primaria y balance metabólico mediante la dinámica del oxígeno en sistemas acuáticos continentales y costeros de México

Sistema, Estado de la República	Rasgos	PP Bruta (PB)	PP Neta (PN)	Respiración (R)	Unidades	P:R	Referencia
Sistemas continentales							
Tequesquitengo, Morelos	P, fp	0.079	0.041		mgC h ⁻¹		Hernández Becerril y Tapia Peña 1987 ¹
Chapala, Jalisco	OM, fp	0.27			gC m ⁻² día ⁻¹		Lind et al. 1992
	OM, bp	0.067			gC m ⁻³ día ⁻¹		Dávalos-Lind y Lind 2001
Valle de Bravo, Edo. de México	Zona trofógena	2.1	0.49	3.9	gC m ⁻² día ⁻¹	0.54	Valdespino-Castillo et al. 2013 ¹
	Todo el sistema	2.1	-1.1	6.1	gC m ⁻² día ⁻¹	0.34	Valdespino-Castillo et al. 2013 ¹
Sistemas costeros							
Laguna Mitla, Guerrero		8.12	-0.52	4.75	*gC m ⁻² día ⁻¹	1.71	Mee 1977 ³
Bojórquez, Quintana Roo	S	4.84	0.55	2.40	*gC m ⁻² día ⁻¹	2.02	Reyes y Merino 1991 ²
Bojórquez A, Quintana Roo	S, map	6.67	0.86	3.19	*gC m ⁻² día ⁻¹	2.09	Reyes y Merino 1991 ²
Bojórquez E, Quintana Roo	S	9.06	-0.03	5.13	*gC m ⁻² día ⁻¹	1.77	Reyes y Merino 1991 ²
Nichupté D2, Quintana Roo	S, Th	4.56	0.14	2.43	*gC m ⁻² día ⁻¹	1.88	Reyes y Merino 1991 ²
El Verde, Sinaloa	Ru	4.7	0.93	2.09	*gC m ⁻² día ⁻¹	2.25	Flores et al. 1988 ²
Teacapán-Agua Brava, Sinaloa			0.41		gC m ⁻³ h ⁻¹		Flores-Verdugo et al. 1990
Huizache-Caimanero, Sinaloa			1.91		gC m ⁻³ h ⁻¹		Arenas 1979
La Joya-Buenavista, Chiapas	S	0.48 a 0.59			gC m ⁻³ h ⁻¹		Contreras-Espinosa y Zabalegui-Medina 1991 ¹
Laguna Manialtepec, Oaxaca		0.076			gC m ⁻³ h ⁻¹		Contreras y García-Nagaya 1991
Lguna La Cruz, Sonora		0.040 y 0.080			gC m ⁻³ h ⁻¹		Valdez-Holguín y Martínez-Cordova 1993 ¹
Lagunas costeras, Oaxaca	S, fp	0.09 a 0.24			gC m ⁻³ h ⁻¹		Contreras et al. 1997
La Mancha, Veracruz		0.03			gC m ⁻³ h ⁻¹		Contreras Espinosa et al. 2005 ¹

Método: ¹botellas claras, ²curva diaria de O₂, ³análisis de ¹⁴C

Rasgos: S=somero, P=profundo; E=eutrófico, O=oligotrófico, OM= oligo-mesotrófico, H=hipertrófico; fotótrofos dominantes: fp=fitoplancton, bp=bacterioplancton, map=macroalgas y pastos, Th=*Thalassia*, Ha=*Halodule*, Ru=*Ruppia*, NE=no especificada

*Nota. las tasas reportadas en gO₂ fueron convertidas a gC.

Unidades: Para su comparación, las tasas reportadas por volumen deberán ser integradas por área según la profundidad de la capa de producción de cada sistema, en el presente estudio no se realizó lo anterior. En mismo color están marcadas las unidades comparables (verde y azul).

Por otro lado, el balance entre la producción primaria y la respiración está relacionado directamente con la eutrofización y los efectos que conlleva, como los florecimientos explosivos de fitoplancton tóxico, la anoxia o la afectación de las pesquerías, etc.; se prevé que se incremente la frecuencia de este tipo de problemas y con ello deberá crecer también el diseño de estrategias de manejo de los recursos acuáticos. En este sentido es conveniente explorar el potencial de la modulación del nivel de agua de los cuerpos acuáticos como herramienta de manejo.

Conclusiones

La determinación de la productividad primaria y del balance metabólico a través de la dinámica del oxígeno son herramientas muy útiles en la estimación de los flujos de carbono en los ecosistemas acuáticos epicontinentales, los cuales deben ser considerados en los balances de carbono a mayor escala. La información sobre los flujos de carbono en sistemas acuáticos epicontinentales de nuestro país es escasa e indispensable para considerar estrategias de manejo y conservación a mediano y largo

plazo. En el contexto de cambio global, se prevé que las fluctuaciones en el nivel de agua de los cuerpos continentales ocurrirán con mayor frecuencia y se requerirá del conocimiento de las respuestas particulares de los sistemas para la prevención de efectos ecológicos perjudiciales para los habitantes y usuarios de los mismos.

Agradecimientos

La realización de este trabajo fue posible gracias al financiamiento del Fondo Sectorial SEMARNAT-CONACYT a través del proyecto SEMARNAT-2002-C01-1125, otorgado al Dr. Martín Merino Ibarra. Y al Programa PAPIIT, UNAM a través del proyecto con clave IN209107-3, otorgado al Dr. Javier Carmona Jiménez.

Bibliografía

- Arenas V. 1979. Balance anual del carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache-Camanero, Sinaloa, México. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Cole J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171–184.
- Contreras-Espinosa F., L. M. Zabalegui-Medina. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna La Joya-Buenavista, Chiapas, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Contreras F., A. García-Nagaya. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna Manialtepec, Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 1:65-72.
- Contreras E. F., O. Castañeda, L. R. Torres. 1997. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 7:9-17.
- Contreras-Espinosa F., N. E. Rivera-Guzmán, R. Segura-Aguilar. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 15:299-310.
- Dávalos-Lind L., O. T. Lind. 2001. Phytoplankton and bacterioplankton production and trophic relations in lake Chapala. *In: Hansen A. M., M. van Afferden (eds). The Lerma Chapala Watershed. Kluwe Academics/Plenum Publishers. New York. pp. 199-214.*
- Dickson M. L., J. Orchardo, R. T. Barber, J. Marra, J. J. McCarthy, R. N. Sambrotto. 2001 Production and respiration rates in the Arabian sea during the 1995 Northeast and Southwest Monsoons. *Deep Sea Research. II* 48:1199-1230.
- Parsons T. R., M. Takahashi, B. Hargrave. 1977. *Biological Oceanographic processes. Second. Edition. Pergamon Press, Oxford. 332 pp.*
- Flores-Verdugo F. J., J. W. Jr. Day, L. Mee, R. Briceño-Dueñas. 1988. Phytoplankton production and seasonal biomass variation of seagrass, *Ruppia maritima*, in a Tropical Mexican Lagoon with an ephemeral inlet. *Estuaries* 11:51-56.
- Flores-Verdugo F., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yañez-Arancibia, J. W. Day Jr. 1990. Mangrove Ecology, Aquatic Primary Productivity, and Fish Community Dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries* 13:219-230.
- Geider R. J., B. A. Osborne. 1989. Respiration and microalgal growth: a review of the quantitative relationship between dark respiration and growth. *New Phytologist* 112:327-341.
- Geraldes A. M., M. J. Boavida. 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 10:59–69.
- Hernández-Becerril D. U., M. I. Tapia Peña. 1987. Ecología del fitoplancton primaveral de superficie en el lago de Tequesquitengo, Morelos, México. *Revista de Biología Tropical* 35:31-39.
- Lind O., R. Doyle, D. Vodopich, B. Trotter, J. Limón, L. Dávalos-Lind, 1992. Clay turbidity: governing of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake (Lago de Chapala, México). *Limnology and Oceanography* 37:549–565.
- Mac Donagh M. E., M. A. Casco, M. C. Claps. 2009. Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology* 43:371–381.
- Mee L. D. 1977. The chemistry and hydrography of some tropical coastal lagoons—Pacific Coast of Mexico. Tesis doctoral. University of Liverpool. England.
- Merino-Ibarra M., E. Monroy, S. Castillo, J. Ramírez, M. E. Gallegos, J. Alcocer. 2003. Wind-driven upwelling indicated by hydrological variability in a tropical eutrophied reservoir, Valle de Bravo, Mexico. *In: 4th International*



- Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. Institute of Hydrobiology, Academy of Sciences of the Czech Republic, České Budejovice, Czech Republic. pp. 228–231.
- Merino-Ibarra M., E. Monroy-Ríos, G. Vilaclara, F. S. Castillo, M. E. Gallegos, J. Ramírez-Zierold, 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-007-9111-5.
- Monroy E. 2004. Hidrología del embalse de Valle de Bravo, México. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Nandini S., M. Merino-Ibarra, S. S. Sarma. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management* 24:321–330.
- Naselli-Flores L., L. Barone. 1997. Importance of water-level fluctuation on population dynamics of cladocerans in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy). *Hidrobiología* 360:223–232.
- Olvera-Viascán V., L. Bravo-Inclán, J. Sánchez-Chávez. 1998. Aquatic ecology management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic Ecosystems Health and Management* 1:277–290.
- Ramírez-Zierold J., M. Merino-Ibarra, E. Monroy-Ríos, M. Olson, F. S. Castillo, M. E. Gallegos, G. Vilaclara. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management* 26:23–34.
- Reyes E., M. Merino. 1991. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, web-mixed tropical lagoon (Cancún, Mexico). *Estuaries* 14:372-381.
- St. Louis V. L., C. A. Kelly, E. Duchemin, J. W. M. Rudd, D. M. Rosenberg. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. *Bioscience* 50:766-775.
- Valdespino P. M. 2008. Evaluación del metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y producción neta) mediante la dinámica del oxígeno en el embalse de Valle de Bravo, México. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Valdespino-Castillo P. M., M. Merino-Ibarra, J. Jiménez-Contreras, F. S. Castillo, J. Ramírez-Zierold. 2013. Planktonic community metabolism in a eutrophic tropical reservoir with high water-level fluctuations. Documento no publicado.
- Valdez-Holguín J. E., L. R. Martínez-Cordova. 1993. Variabilidad de algunos parámetros fisicoquímicos y productividad primaria en la laguna La Cruz, Sonora, México. *Revista de Biología Tropical* 41:161-179.
- Vollenweider R. A., J. F. Talling, D. F. Westlake. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Second Edition. Blackwell Scientific Pub. 225 pp.
- Wantzen K. M., K. O. Rothhaupt, M. Mortl, M. Cantonati, L. Tóth, P. Fischer. 2008. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. *Hydrobiologia* 613:1–4.
- Wetzel R. G., G. E. Likens. 1991. *Limnological Analyses*. W. B. Saunders. NY, USA. 391 pp.
- Wright R. C. 1983. A modified field version of the Winkler determination of dissolved oxygen for testig remote sources of water. *New Phytologist* 95:37-40.

2.4 Dinámica del carbono en sedimentos y biomasa expresada como carbono de los MIB de la zona litoral de Alchichica, Puebla

Pérez-Rodríguez Vania J.¹; Alcocer-Durand Javier²; Oseguera-Pérez Luis A.² y Escobar-Briones Elva G.³

¹Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán C.P. 04510, DF, México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

³Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, DF, México.

Resumen

La zona litoral de los lagos es la más productiva. En ésta se desarrollan los macroinvertebrados bentónicos (MIB), comunidad que puede llegar a ser muy abundante constituyendo un importante reservorio de carbono. Desafortunadamente esta comunidad ha sido muy poco estudiada en lagos tropicales. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue el reconocer la dinámica temporal de los reservorios de carbono litorales constituidos por los MIB, así como del carbono sedimentario. Se ubicaron cinco estaciones de muestreo representativas de la heterogeneidad litoral. En cada estación se obtuvieron por triplicado los MIB con ayuda de una draga Ekman. La biomasa de los MIB fluctúa entre $37.5 \pm 138.7 \text{ mg C m}^{-2}$ y $129.8 \pm 450.1 \text{ mg C m}^{-2}$. La comunidad de MIB está constituida por cuatro gremios tróficos: herbívoros que aportan la mayor cantidad de biomasa (50%; $155 \pm 471.9 \text{ mg C m}^{-2}$), detritívoros (28%; $85.8 \pm 274.6 \text{ mg C m}^{-2}$), depredadores (19%; $47.1 \pm 152.9 \text{ mg C m}^{-2}$) y filtradores (3%; $39.4 \pm 72.1 \text{ mg C m}^{-2}$). La concentración promedio de carbono elemental de los sedimentos es de $21.73 \pm 13.9 \text{ g C m}^{-2}$ y varían en un rango de $14.9 \pm 11.91 \text{ g C m}^{-2}$ a $25.31 \pm 10.61 \text{ g C m}^{-2}$.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos litorales, carbono sedimentario, lagos tropicales.

Abstract

The littoral is the most productive zone of the lakes. Benthic macroinvertebrates inhabit this area in large number constituting an important carbon reservoir. Unfortunately, this community has been poorly studied in tropical lakes. The aim of the present study was to recognize the temporal dynamics of the littoral carbon reservoir constituted by the BMI and the sedimentary carbon. Five sampling station were selected to better represent the littoral heterogeneity. Three BMI samples were obtained with an Ekman grab. The BMI biomass ranged between $37.5 \pm 138.7 \text{ mg C m}^{-2}$ and $129.8 \pm 450.1 \text{ mg C m}^{-2}$. The BMI community was composed by 4 trophic guilds: herbivores with the highest biomass (50%; $155 \pm 471.9 \text{ mg C m}^{-2}$), detritus feeders (28%; $85.8 \pm 274.6 \text{ mg C m}^{-2}$), predators (19%; $47.1 \pm 152.9 \text{ mg C m}^{-2}$) and filter feeders (3%; $39.4 \pm 72.1 \text{ mg C m}^{-2}$). Average elemental carbon concentration in the sediments was $21.73 \pm 13.9 \text{ g C m}^{-2}$ and varies between $14.9 \pm 11.91 \text{ g C m}^{-2}$ to $25.31 \pm 10.61 \text{ g C m}^{-2}$.

Introducción

Las regiones litorales forman una importante interface entre la tierra y las zonas pelágicas de los cuerpos de agua; en ellas encontramos diversas comunidades de plantas, invertebrados y peces demersales (Sharma *et al.*, 2010). Las zonas litorales se encuentran entre los hábitats más productivos y amenazados del planeta y, al ser una zona de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, puede contener una alta diversidad de comunidades biológicas, así como zonas de alta actividad biogeoquímica (Strayer y Findlay, 2010). Asimismo, presentan una alta variabilidad temporal debido a fluctuaciones en el nivel del agua, la energía de las olas, la actividad biológica y las condiciones climáticas (Strayer y Findlay, 2010); además, pueden exhibir una alta variabilidad espacial provocada principalmente por la geología del lago y la presencia de macrofitas.

La interfaz tierra – agua es un hábitat dinámico que controla o influye en el movimiento de los organismos, nutrientes, materia y energía dentro y a través de los ecosistemas (Larmola *et al.*, 2006). Los macroinvertebrados bentónicos (de aquí en adelante MIB) juegan un papel clave en las zonas litorales, sus comunidades constituyen una parte significativa de la biomasa de los lagos y juegan un papel importante en la producción total del mismo (Free *et al.*, 2009). De acuerdo con Weatherhead y James (2001), las comunidades de MIB controlan potencialmente la biomasa de las algas perifíticas, reciclan el material detrítico y proveen de un enlace crítico entre la producción primaria y los consumidores tope. Por lo anterior, los MIB son los principales actores en la transferencia de energía de la zona litoral a los niveles tróficos superiores, ya que estos son responsables de la conversión de la producción primaria bentónica y microbiana en biomasa animal. Los MIB incluso pueden secuestrar la energía pelágica y transferirla a las redes tróficas litorales (Stoffels *et al.*, 2005).

En vista de la relevancia que representan los MIB de la zona litoral y el desconocimiento que sobre éstos se tiene en particular en los lagos tropicales y su papel en el ciclo del carbono regional y global, el objetivo del presente estudio fue el reconocer la dinámica temporal de los reservorios de carbono litorales constituidos por los MIB, así como del carbono sedimentario en el lago tropical Alchichica, Puebla, México.

Materiales y métodos

La zona litoral del lago Alchichica presenta una alta heterogeneidad ambiental, desde zonas con sedimentos finos y extensa cobertura vegetal con poca influencia del oleaje, hasta zonas desprovistas de cobertura vegetal con un marcado oleaje y sedimentos gruesos. Se encuentra ubicado en la cuenca endorreica Oriental a 19°24.7' N, 97°24.0' O y 2350 m s.n.m. Presenta un área de 2.3 km², una profundidad máxima de 62 m y profundidad media de 40.9 m. Es de carácter salino (9.0 g l⁻¹), dominado por iones de sodio, magnesio, cloruros y bicarbonatos. Alchichica es un lago monomítico cálido; el periodo de mezcla abarca desde los últimos días de diciembre o principios de enero hasta finales de marzo o inicios de abril durante la temporada fría seca; en cambio, durante la temporada cálida húmeda (finales de abril a principios de diciembre), el lago se mantiene estratificado (Adame *et al.*, 2008, Filonov *et al.*, 2006).

Se han realizado diversos trabajos con los MIB de la zona litoral del lago Alchichica; entre ellos, Alcocer *et al.* (1993a y b) estudiaron los quironómidos y MIB en general, Peralta *et al.* (2002) realizaron un estudio de las poblaciones de oligoquetos y Hernández *et al.* (2010) llevaron a cabo un análisis de la composición de crustáceos bentónicos. Cabe destacar que en la mayoría de los estudios, tanto la cobertura vegetal y la materia orgánica fueron los factores que más importancia tuvieron en la distribución y abundancia de los MIB.

Por lo anterior, el presente trabajo analizó la distribución espacial y temporal a lo largo de un ciclo anual de la biomasa expresada como carbono de los principales gremios tróficos de MIB, la cobertura vegetal y la materia orgánica de los sedimentos de la zona litoral del lago Alchichica.

Con base en un muestreo preliminar se establecieron cinco sitios de muestreo en donde se realizaron seis colectas bimestrales a lo largo de un año representando las principales etapas hidrodinámicas (circulación y estratificación temprana, bien establecida y tardía) previamente identificadas para el lago Alchichica (Alcocer *et al.*, 2000).

Los organismos fueron recolectados mediante una draga Ekman (225cm²) tomando los primeros 10 cm de sedimentos. Los sedimentos fueron cribados por un tamiz de 0.50 mm de apertura de malla para retener la macrofauna bentónica; por último, se añadió etanol al 70% adicionado con rosa de bengala para fijar y teñir los organismos. En cada estación se tomaron tres repeticiones para totalizar 15 muestras por muestreo. Los MIB se separaron e identificaron con un microscopio estereoscópico asignándolos a una categoría trófica. Una vez que los organismos fueron debidamente separados e identificados fueron secados hasta obtener peso constante para determinar la biomasa mediante el método de pérdida por combustión (LOI) (Webber, 1973). Los resultados obtenidos fueron convertidos a unidades de carbono utilizando los coeficientes propuestos por Santisteban *et al.* (2004).

Adicionalmente se tomo un núcleo de sedimento de cada estación mediante un nucleador manual de plástico de 9.62 cm² de área para determinar el contenido de carbono elemental sedimentario. Las muestras se humectaron con agua destilada y se acidificaron (HCl al 10%) para eliminar el contenido de carbonatos. Las muestras se secaron en un horno a 60°C y se analizaron en un analizador elemental Carbo Erba® modelo NC2100 obteniéndose la composición elemental en el sedimento, expresada como porcentaje de carbono orgánico en la muestra (Veronesi *et al.*, 2002). Los porcentajes obtenidos fueron transformados a mg C m⁻² utilizando la fórmula propuesta por Koenigler, (1967).

En el laboratorio se separó la vegetación macrofítica colectada en cada muestra y se enjuagó con agua corriente sobre un tamiz de 0.50 mm de apertura de malla para separar los posibles organismos que hubieran retenido y anexarlos a su muestra correspondiente. La materia vegetal colectada se secó en un horno a 60 °C hasta obtener el peso seco mientras que el peso libre de cenizas se calculó mediante el método de pérdida por combustión (LOI) (Webber, 1973). Los resultados obtenidos fueron convertidos a unidades de carbono utilizando los coeficientes propuestos por Santisteban *et al.* (2004).

En cada muestreo y en cada estación se midieron *in situ* las siguientes características del agua: temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad específica (K₂₅) mediante el uso de una sonda Hydrolab DS5.

Resultados

En general, el agua de la zona litoral se mantuvo con una temperatura promedio de 18.33 ± 3.04 °C, el oxígeno disuelto fue de 7.95 ± 1.79 mg l⁻¹, mientras que la salinidad se mantuvo en promedio en 13.68 ± 0.8 mS cm⁻¹ y el pH fue de 8.57 ± 0.19 . Los parámetros físico-químicos del agua no presentaron diferencia significativa alguna espacial ni temporalmente ($p > 0.05$).

La biomasa total de los MIB fue de 88.5 ± 309.5 mg C m⁻². Temporalmente el muestreo de julio fue el que menos biomasa presentó (37.52 ± 138.71 mg C m⁻²), mientras que el muestreo de mayo (129.75 ± 450.06 mg C m⁻²) fue el que registró la mayor cantidad de biomasa durante el ciclo anual. Espacialmente la biomasa de la estación cinco presentó el valor más alto (151.48 ± 484.52 mg C m⁻²) y el valor más bajo (25.72 ± 104.86 mg C m⁻²) se registró en la estación dos.

Los MIB se catalogaron en cuatro gremios tróficos: filtradores, detritívoros, herbívoros y depredadores. El gremio trófico que más biomasa aportó fue el de los herbívoros (50% de la biomasa total y en promedio 155 ± 471.9 mg C m⁻²) y el que menor biomasa aportó fue el de los filtradores (3%

de la biomasa y $39.4 \pm 72.1 \text{ mg C m}^{-2}$ en promedio). Los detritívoros representaron el 28% de la biomasa y un promedio de $85.8 \pm 274.6 \text{ mg C m}^{-2}$, mientras que los depredadores aportaron un 19% de la biomasa total con un promedio de $47.1 \pm 152.9 \text{ mg C m}^{-2}$.

Temporalmente la cantidad máxima de biomasa fue representada por los herbívoros en el mes de mayo ($278.29 \pm 18.58 \text{ mg C m}^{-2}$), mientras que en el muestreo de julio se obtuvo la menor cantidad ($9.48 \pm 355.29 \text{ mg C m}^{-2}$) aportada por el gremio de filtradores (Figura 1a).

A lo largo del año no se observaron diferencias significativas en la biomasa de los detritívoros y depredadores. La biomasa del gremio de filtradores se presentó diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre el muestreo de enero con respecto a los de noviembre y julio. El otro gremio que mostró diferencias estadísticamente significativas fue el de los herbívoros, siendo diferentes entre los muestreos de mayo y septiembre, y entre el muestreo de julio con respecto a enero, marzo y mayo. En cuanto a la distribución espacial de la biomasa de los MIB se observó la misma tendencia en los gremios tróficos que la distribución temporal, siendo el gremio de los herbívoros el que volvió a exhibir la mayor cantidad de biomasa ($319.92 \pm 789.80 \text{ mg C m}^{-2}$) presentándose en la estación cinco, mientras que la menor cantidad fue la de los filtradores en la estación dos ($6.87 \pm 10.06 \text{ mg C m}^{-2}$) (Figura 1b).

Los filtradores presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las estaciones dos y cuatro con la estación uno. Los detritívoros presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las estaciones uno y dos con la tres. En cuanto al gremio de los herbívoros las diferencias significativas ($p < 0.05$) se presentaron en las estaciones dos y tres con las estaciones uno y cinco. Los depredadores presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las estaciones dos y tres con la estación cinco.

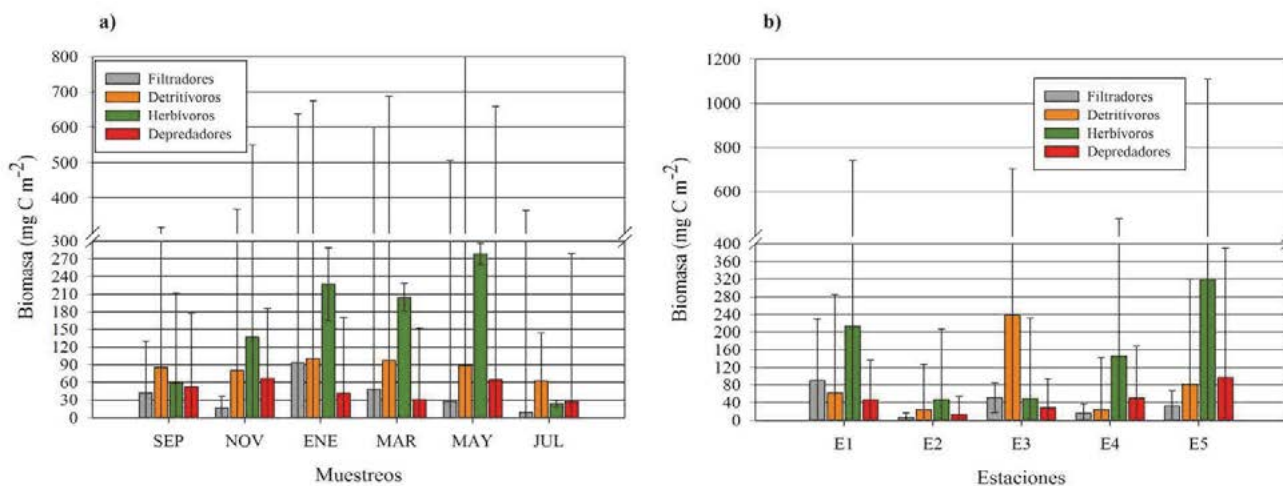


Figura 1. Variación temporal a) y espacial b) de la biomasa de los distintos gremios tróficos de MIB litorales del lago Alchichica.

A lo largo del ciclo anual, el contenido general de carbono elemental sedimentario en la zona litoral fue de $21.73 \pm 13.90 \text{ g C m}^{-2}$, exhibiendo los mayores contenidos en la estación uno ($28.72 \pm 11.16 \text{ g C m}^{-2}$) y en el mes de mayo ($25.31 \pm 10.61 \text{ g C m}^{-2}$), en cambio sus cantidades más bajas se presentaron en la estación tres ($13.11 \pm 15.04 \text{ g C m}^{-2}$) y el mes de julio ($14.9 \pm 11.91 \text{ g C m}^{-2}$). El promedio anual de la biomasa de la cobertura vegetal fue de $2.54 \pm 3.64 \text{ g C m}^{-2}$, el máximo se presentó en noviembre ($3.84 \pm 4.12 \text{ g C m}^{-2}$) y en la estación 4 ($6.01 \pm 3.54 \text{ g C m}^{-2}$), mientras que la estación dos y el muestreo de julio presentaron los contenidos más bajos ($0.29 \pm 0.5 \text{ g C m}^{-2}$ y $1.26 \pm 2.21 \text{ g C m}^{-2}$ respectivamente).

El mayor contenido de carbono elemental sedimentario se presentó en la estación cuatro durante el mes de noviembre ($42.86 \pm 12.06 \text{ g C m}^{-2}$) y el mínimo se presentó en julio en la estación dos ($3.97 \pm 0.68 \text{ g C m}^{-2}$) (Figura 2a).

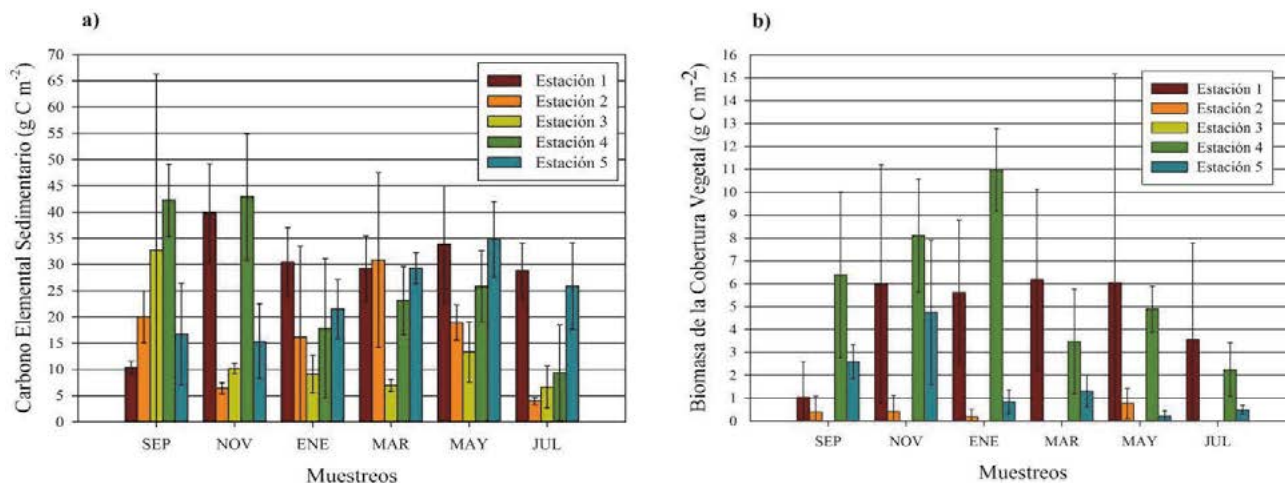


Figura 2. a) Variación espacio-temporal del carbono elemental de los sedimentos litorales y b) la biomasa de plantas acuáticas del lago Alchichica.

Con respecto a la biomasa de la cobertura vegetal, el máximo fue de $10.96 \pm 1.8 \text{ g C m}^{-2}$ presentándose en la estación cuatro y el mínimo fue de $0.18 \pm 0.32 \text{ g C m}^{-2}$ en la estación dos, ambos ocurrieron en el mes de enero (Figura 2b). La estación tres nunca presentó cobertura vegetal.

Temporalmente no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en el contenido de carbono elemental y la biomasa macrofítica. Espacialmente se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el contenido de carbono elemental entre la estación uno con las estaciones dos y tres, y entre la estación tres con las estaciones cuatro y cinco; en cuanto a la biomasa macrofítica se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la estación uno con las estaciones dos, tres y cinco; entre la estación dos con las estaciones cuatro y cinco; entre la estación tres con las estaciones cuatro y cinco, y entre la estaciones cuatro y cinco.

Discusión

En promedio la biomasa total de la comunidad de MIB, carbono elemental sedimentario y biomasa macrofítica resulto inferior a la reportada por Alcocer *et al.* (1993b y 1998), aunque los valores máximos de esta última igualaron a los promedios de estos autores. En los últimos años el lago Alchichica ha sufrido una reducción en el nivel del agua exponiendo las tufas lo cual ha provocado un aislamiento de algunas porciones de la zona litoral, éste cambio en la diversidad de microambientes de la zona litoral posiblemente ha provocado la disminución tanto de la densidad como de la riqueza específica de las comunidades de MIB, así como de la cobertura vegetal. De acuerdo con Alcocer *et al.* (1998) el mayor aporte de materia orgánica es por parte de la vegetación macrofítica, por lo tanto una reducción en ésta afectara sensiblemente el contenido de carbono sedimentario y el asimilado por los MIB, como se puede apreciar en los datos actuales.

Existe una gran disparidad en el porcentaje de la biomasa de los gremios tróficos obtenidos actualmente y los reportados por Alcocer *et al.* (1998), ya que ellos reportan el mayor porcentaje a los detritívoros (54.91%), seguido por los depredadores (24.3%) y los herbívoros (20.8%), mientras que en el presente estudio los herbívoros aportaron la mitad de la biomasa total y los detritívoros el 28%, solo

el gremio de los depredadores fue similar con un 19%. Con respecto a los datos de Alcocer *et al.* (1998), la estructura trófica se modificó únicamente en los porcentajes de herbívoros, los cuales se duplicaron, mientras que el de los detritívoros se redujo a la mitad.

Si bien no se encontraron diferencias estadísticamente significativas temporales en la biomasa de la cobertura vegetal, se puede apreciar un patrón similar al mostrado por la biomasa de los MIB. Lo anterior concuerda con Alcocer *et al.* (1993b y 1998) quienes mencionan que la vegetación es uno de los factores de mayor relevancia para la distribución y abundancia de los MIB del lago Alchichica. Otro factor determinante es el contenido de materia orgánica sedimentaria, sin embargo, a pesar de que Alcocer *et al.* (1993b y 1998) lo han reportado anteriormente, temporalmente no se encontraron diferencias significativas. La disminución de la biomasa de los herbívoros en el mes de julio con respecto a los demás muestreos, puede ser causado por la disminución en la cobertura vegetal limitando las fuentes de alimento y disminuyendo los lugares de refugio lo cual los hace más propensos a la depredación (Strayer y Heather, 2007).

Las principales diferencias se encuentran en la distribución espacial; las estaciones con mayor biomasa macrofítica (estaciones uno, cuatro y cinco) son las mismas que presentan las mayores biomásas por parte de los MIB, principalmente para el gremio de los herbívoros, lo cual es coherente debido a los hábitos de este gremio trófico (Weatherhead y James 2001). Sin embargo, la estación 3 que nunca presentó cobertura vegetal tuvo los valores más altos de biomasa por parte de los detritívoros y muy poca biomasa por parte de los herbívoros; la ausencia de cobertura vegetal (ausencia de alimento y refugio) limitó la presencia de herbívoros permitiendo el desarrollo del gremio de detritívoros quienes están mejor adaptados para aprovechar las fuentes de alimento del sedimento, evitando la depredación al refugiarse enterrándose en los sedimentos y tolerar las bajas concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de la interface agua-sedimentos (Weatherhead y James 2001). La estación dos presentó las cantidades más bajas de biomasa de los MIB y cantidades muy pequeñas de biomasa macrofítica, sin embargo no se ve un alto contenido de biomasa de los detritívoros, como se observó en la estación tres, ya que en esta estación fueron los herbívoros quienes mayor biomasa aportaron. Lo anterior pudo ser a causa de que esta zona está sujeta a un alto oleaje lo cual impide el establecimiento de organismos en general (Strayer y Findlay, 2010), ya que aunque el carbono elemental es alto en esta zona (alta disponibilidad de alimento), no hay un dominio de los detritívoros, el aparente aumento de la biomasa de los herbívoros pudo estar ligado a la poca vegetación macrofítica.

En general, las estaciones con mayor cobertura vegetal (estaciones uno y cinco) presentaron los mayores contenidos de biomasa por parte de los MIB aportado principalmente por los herbívoros, con excepción de la estación tres que no presentó cobertura vegetal, pero mostró altos valores de biomasa debido al gran dominio de los detritívoros. Estos datos confirman que la cobertura vegetal y la materia orgánica sedimentaria son los factores que más importancia tienen en la distribución de los MIB, como fue propuesto por Alcocer *et al.* (1993b y 1998) para Alchichica y por otros autores (Weatherhead y James 2001 para lagos neozelandeses, Urban (2004) en lagos de Connecticut, y Heatherly *et al.* 2005 para lagos del sur de Illinois) para sistemas de otros sitios geográficos.

Conclusiones

Tanto el carbono sedimentario, como el macrofítico y el aportado por las comunidades de MIB presentan una clara disminución con respecto al registrado en años anteriores, posiblemente ligado a la disminución de la cobertura vegetal causada por el descenso en el nivel del agua, lo cual ha influido sensiblemente en los contenidos de carbono sedimentario y de los MIB.

En los últimos años, la zona litoral de Alchichica ha sufrido grandes cambios en su estructura trófica, pasando de un dominio de detritívoros a un dominio de herbívoros y disminuyéndose por la

mitad la cantidad de detritívoros presentes, ésta alteración pudo ser causada por el aumento de microambientes provocado por el descenso del nivel del agua.

Temporalmente la biomasa de los MIB muestra un patrón similar a la biomasa macrofítica, presentando los más altos valores en mayo y los menores en julio. Las mayores diferencias de biomasa de los MIB fueron las espaciales, presentándose los valores más altos en las estaciones uno, tres y cinco, ligados a la presencia/ausencia de cobertura vegetal.

En general el ambiente de la zona litoral de Alchichica se mantiene temporalmente homogéneo, pero presenta una alta heterogeneidad espacial debida principalmente a la cobertura vegetal; esta heterogeneidad tiene una fuerte influencia en la distribución de la biomasa de los diferentes gremios trófico de MIB a lo largo de la zona litoral, principalmente en el gremio de herbívoros y detritívoros.

A pesar del cambio en la estructura trófica, la materia orgánica y la cobertura vegetal siguen siendo los factores de mayor importancia en la distribución de la biomasa de los MIB, lo cual es similar a los propuestos anteriormente para Alchichica, así como para otros lagos.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM.

Bibliografía

- Adame M. F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-Fractioned Phytoplankton Biomass and its Implications for the Dynamics of an Oligotrophic Tropical Lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer J., A. Lugo, S. Estrada, U. Ubeda, E. Escobar. 1993a. Littoral Chironomids of a Mexican Plateau Athalassohaline Lake. *Verhandlungeng Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25:444-447.
- Alcocer J., A. Lugo, S. Estrada, U. Ubeda, E. Escobar. 1993b. La Macrofauna Bentónica de los Axalapazos Mexicanos. *Actas VI Congreso Español de Limnología*. pp. 409-415.
- Alcocer J., E. Escobar, A. Lugo, L. Peralta. 1998. Littoral Benthos of the Saline Lakes of the Basin of Oriental, Mexico. *International Journal of Salt Lakes Research* 7:87-108.
- 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. *Verhandlungeng Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Filonov A., I. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dinamic Response to Mountain Breeze Circulation in Alchichica, a Crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33, L07404, doi:10.1029/2006GL025901.
- Free G., A. G. Solimini, B. Rossaro, L. Marziali, R. Giacchini, B. Paracchini, M. Ghiani, S. Vaccaro, B. M. Gawlik, R. Fresner, G. Santner, M. Shönhuber, A. C. Cardoso. 2009. Modelling Lake Macroinvertebrate Species in the Shallow Sublittoral: Relative Roles of Habitat, Lake morphology, Aquatic Chemistry and Sediment Composition. *Hydrobiologia* 633:123-136.
- Heatherly T., M. R. Whiles, D. Knuth, J. E. Garvey. 2005. Diversity and Community Structure of Littoral Zone Macroinvertebrates in Southern Illinois Reclaimed Surface Mine Lakes. *The American Midland Naturalist* 154:67-77.
- Hernández M. C., E. Escobar, J. Alcocer. 2010. Ensemble de Crustáceo Bentónicos en un Lago Salino Tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:S133-S140.
- Koehler F. C. 1967. Geotechnical Properties of Recent Marine Sediments from the Arabian Sea and the Baltic Sea. *In*: Richards A. F. (ed). *Marine Geotechnique*. University of Illinois Press. pp 170-176.
- Larmola T., J. Alm, S. Juutinen, D. Koppisch, J. Augustin, P. J. Martikainen, J. Silvola. 2006. Spatial Patterns of Litter Decomposition in the Littoral Zone of Boreal Lakes. *Freshwater Biology* 51:2252-2264.
- Peralta L., E. Escobar, J. Alcocer, A. Lugo. 2002. Oligochaetes from Six Tropical Crater Lakes in Central Mexico: Species Composition, Density and Biomass. *Hydrobiologia* 466:109-116.



- Santisteban J. I., R. Mediavilla, E. López-Pamo, C. J. Dabrio, M. B. Ruiz, M. J. Gil, S. Castaño, P. E. Martínez-Alfaro. 2004. Loss on Ignition: a Qualitative or Quantitative Method for Organic Matter and Carbonate Mineral Content in Sediments?. *Journal of Paleolimnology* 32:287-299.
- Sharma S., V. Joshi, S. Kurde, M. S. Singhvi. 2010. Biodiversity and Abundance of Benthic Macroinvertebrates Community of Kishampura Lake, Indore (M. P.) India *Researcher* 2:57-67.
- Stoffels R. J., K. R. Clarke, G. P. Closs. 2005. Spatial Scale and Benthic Community Organisation in the Littoral Zones of Large Oligotrophic Lakes: Potential for Cross-Scale Interactions. *Freshwater Biology* 50:1131-1145.
- Strayer D. L., S. E. G. Findlay. 2010. Ecology of Freshwater Shore Zones. *Aquatic Sciences* 72:127-163.
- Strayer D. L., M. M. Heather. 2007. Submersed Vegetation as Habitat for Invertebrates in the Hudson River Estuary. *Estuaries and Coasts* 2:253-264.
- Urban M. C. 2004. Disturbance Heterogeneity Determines Freshwater Metacommunity Structure. *Ecology* 85:2971-2978.
- Veronesi M. L., A. Barbieri, W. Hanselmann. 2002. Phosphorus, Carbon and Nitrogen Enrichment During Sedimentation in a Seasonally Anoxic Lake (Lake Lugano, Switzerland). *Journal of Limnology* 61:215-223.
- Weatherhead M. A., M. R. James. 2001. Distribution of Macroinvertebrates in Relation to Physical and Biological Variables in the Littoral Zone of Nine New Zealand Lakes. *Hydrobiologia* 462:115-129.
- Webber C. I. 1973. Biological Field and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents. Macroinvertebrates. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. 38 pp.

2.5 Variación a largo plazo de la concentración y distribución vertical del carbono orgánico particulado en el Lago Alchichica, Puebla

González-Contreras Circe G.¹; Alcocer-Durand Javier² y Oseguera-Pérez Luis A.²

¹Programa de Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, DF, México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.com

Resumen

Se estudió la variación de la concentración y distribución del carbono orgánico particulado durante doce años (1999-2010) en el Lago Alchichica, Puebla, México. Dicha concentración se estimó a partir de la conversión de la concentración de clorofila *a* a carbono orgánico particulado mediante la relación carbono orgánico particulado:clorofila *a*. Se encontró un claro patrón estacional en la concentración y distribución del carbono orgánico particulado con tres épocas de mayor concentración de carbono orgánico particulado a lo largo del año: 1) durante el periodo de circulación (enero-marzo), distribuido a lo largo de la columna de agua, 2) durante el inicio de la estratificación asociado a la superficie del lago y 3) durante la estratificación bien establecida asociado al piso del metalimnion y tope del hipolimnion. Dicho patrón estacional está relacionado con la dinámica estacional hidrográfica del lago (mezcla-estratificación). No se encontraron patrones interanuales ni tendencias a largo plazo en la concentración ni en la distribución de carbono orgánico particulado durante los 12 años de estudio. El Lago Alchichica resulta ser regular y predecible.

Palabras clave: clorofila *a*, carbono orgánico particulado, variación a largo plazo, lago tropical.

Abstract

We studied the variation of the concentration and distribution of particulate organic carbon along a twelve-year period (1999-2010) in Lake Alchichica, Puebla, Mexico. Particulate organic carbon concentration was estimated from the chlorophyll *a* concentration through the particulate organic carbon:chlorophyll *a* ratio. There is a clear seasonal pattern in the concentration and distribution of particulate organic carbon with three seasons of higher concentration of particulate organic carbon: 1) along the mixing period (January-March), distributed along the water column, 2) at the onset of the stratification close the lake's surface, and 3) along the stratification period associated to the bottom of the metalimnion and the top of the hypolimnion. Such seasonal pattern is related to the hydrodynamics of the lake (mixing-stratification). No inter-annual patterns or long-term trends in the concentration and distribution of particulate organic carbon were identified along the 12-year study. Lake Alchichica resulted regular and predictable.

Introducción

La información que se ha generado acerca de la dinámica del carbono orgánico particulado (COP) en los cuerpos acuáticos epicontinentales es escasa, la mayoría de estos trabajos se limitan a lagos de la zona templada y son muy pocos los que se han realizado en lagos tropicales (Alcocer *et al.*, 2007), en especial aquellos que hablan sobre la contribución del fitoplancton al COP y su dinámica temporal

(Hernández-Alfonso *et al.*, 2007). La variación temporal del fitoplancton está relacionada con los cambios climáticos estacionales, los cuales a su vez afectan la disponibilidad de luz y nutrientes en la columna de agua. Los lagos tropicales, al igual que los templados, experimentan cambios climáticos estacionales que inducen a cambios fisicoquímicos, pero estos cambios difieren en amplitud y periodicidad de los ocurridos en los lagos templados. Se ha observado que la variación temporal del fitoplancton en los lagos tropicales puede ser muy drástica a pesar de la reducida amplitud de los cambios climáticos estacionales (Lewis, 1978).

En los sistemas acuáticos los organismos fitoplanctónicos convierten el carbono inorgánico atmosférico en carbono orgánico mediante la fotosíntesis, este carbono orgánico es transferido a través de la red trófica (Billett *et al.*, 1983). Algunas de las principales variables físicas cuyos cambios afectan la dinámica fitoplanctónica y por ende la dinámica del COP son la temperatura y la luz (Pollinger, 1986). Por un lado, la luz es uno de los recursos principales para el fitoplancton y tiene una gran variabilidad espacial y temporal (Litchman, 2000); por el otro lado, la temperatura influye importantemente en el patrón de circulación de los ecosistemas acuáticos y éste a su vez en la dinámica fitoplanctónica (Reynolds, 1984).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue reconocer los patrones del comportamiento temporal (estacional e interanual) de la concentración y distribución en el perfil vertical del COP y su relación con la hidrodinámica del lago (épocas de circulación y estratificación) en el lago tropical Alchichica, Puebla.

Materiales y métodos

Alchichica es un lago cráter tropical (19° 24.7' N y 97° 24.0' O) localizado en la cuenca endorreica Oriental, en el extremo oriental del altiplano mexicano (2350 m s.n.m.). La temperatura ambiental anual varía de -5.5 a 30 °C con un valor medio de 14.4 °C (García, 1988). La precipitación anual es menor a los 500 mm, mientras que la tasa de evaporación anual es de 1690 mm (Adame *et al.*, 2008). Su forma es casi circular con un diámetro de 1.8 km, un área de 2.3 km², una profundidad máxima de 62 m y profundidad promedio de 40.9 m. Tiene un volumen de 94 214 080 m³ de agua salina (8.5 ± 0.2 g L⁻¹) y con pH básico (9.0 ± 0.1) cuyos iones predominantes son sodio, magnesio, cloruros y bicarbonatos (Vilaclara *et al.*, 1993; Filonov *et al.*, 2006).

Su régimen térmico corresponde al de un lago monomíctico cálido. La mezcla de toda la columna de agua (época de mezcla o circulación) se presenta desde finales de diciembre o principios de enero hasta finales de marzo o principios abril, durante la estación fría y seca; permanece estratificado el resto del año durante la época lluviosa y cálida (Alcocer *et al.*, 2000). Durante el periodo de circulación, el oxígeno disuelto es alto (6-8.1 mg L⁻¹) a lo largo de la columna de agua. En cuanto se estratifica, aparecen condiciones anóxicas cerca del fondo que se incrementan hasta ocupar todo el hipolimnion, aproximadamente de julio a diciembre (Oliva *et al.*, 2001).

Es un lago oligotrófico cuya capa de mezcla tiene una concentración de nitrógeno inorgánico disuelto que va de 9.8 a 53.2 µg L⁻¹, de fósforo reactivo soluble de 3.1 a 18.6 µg L⁻¹ y de clorofila *a* (Chl-*a*) que va de 0.2 a 2.2 µg L⁻¹ (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009). El principal aporte de agua es del manto freático y secundariamente de la lluvia (Oliva *et al.*, 2001).

Se analizaron muestreos mensuales realizados entre 1999 y 2010 en la zona central y más profunda del lago. En cada muestreo se hicieron registros verticales de radiación fotosintéticamente activa (PAR), de temperatura y de concentración de Chl-*a* mediante el uso de un perfilador de fluorescencia natural Biospherical PNF-300. Se capturaron un total de 702 perfiles. Con base en los perfiles de PAR se determinó la profundidad de la zona eufótica (Z_{EU} , 1% del PAR superficial) y con los de temperatura

se calculó la capa de mezcla (Z_{MIX}). La proporción COP:Chl-*a* se determinó a partir de datos de COP (Velasco *et al.*, 2011) y de Chl-*a* (Oseguera *et al.*, 2010).

Resultados y discusión

Z_{EU}

El año tipo de la Z_{EU} mostró dos épocas. En la primera (fase de aguas turbias), de enero a marzo durante la fase de circulación del lago, que es cuando se presenta el florecimiento invernal de diatomeas, la Z_{EU} fue menor (18.0 ± 0.9 m). La segunda, la fase de aguas claras, se presentó durante la época de estratificación del lago, esto es, de abril a diciembre; en ella la Z_{EU} fue más profunda (23.2 ± 1.5 m). En el mes de mayo se apreció una ligera disminución (21.4 ± 2.5 m) asociada al florecimiento de la cianobacteria *Nodularia spumigena* para luego volver a aumentar. En la mayoría de los casos la Z_{EU} alcanzó su profundidad menor en febrero (17.0 ± 1.6 m) y su profundidad máxima en noviembre (26.3 ± 3.8 m) (Figura 1).

La profundidad de la Z_{EU} varió de 14.8 m durante marzo de 2004 hasta 33.6 m en noviembre de 1999 con un promedio de 21.9 ± 2.7 m. En todos los años con excepción de 2000, 2002 y 2006 entre abril y junio se presentó una pequeña disminución en la Z_{EU} , la cual, como se mencionó, se debe al florecimiento de *N. spumigena*. El promedio anual de Z_{EU} no varió a lo largo del tiempo. La profundidad máxima que la Z_{EU} alcanzó en cada año tuvo una tendencia a disminuir en la segunda mitad del periodo de estudio (2005-2010).

Z_{MIX}

Alchichica es un lago monomítico cálido con un periodo de circulación invernal. Entre los meses de abril y mayo inició la estratificación. De junio a diciembre, la estratificación fue clara ya que se distinguieron bien las tres capas: epilimnion, metalimnion e hipolimnion. Al principio, en abril, la capa de mezcla abarcó 9.6 m y se fue profundizando hasta alcanzar 32.6 m en diciembre (Figura 1).

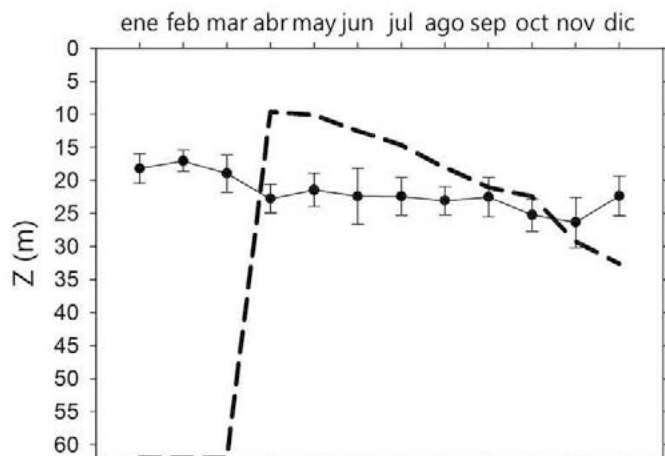


Figura 1. Variación de los años tipo de la zona eufótica (Z_{EU} , línea negra, promedio \pm desviación estándar) y de la capa de mezcla (Z_{MIX} , línea punteada) del Lago Alchichica.

COP

El año tipo de COP mostró claramente tres patrones de concentración y distribución vertical. 1) De enero a marzo el COP fue elevado y se distribuyó homogéneamente a lo largo de toda la columna de agua y está asociado al florecimiento de diatomeas. 2) Desde finales de abril y hasta principios de junio se observó una concentración alta de COP en la capa superficial (aprox. 0-10 m) que correspondió al florecimiento de la cianobacteria *N. spumigena*. 3) De agosto y hasta principios de diciembre se encontró un pico de COP en el metalimnion el cual alcanzó las concentraciones más elevadas de septiembre a noviembre y que está asociado a la formación de un máximo profundo de clorofila (DCM) conformado principalmente por diatomeas (Figura 2).

El año tipo de la concentración de COP integrado por unidad de área mostró un promedio de $3.3 \pm 1.4 \text{ g m}^{-2}$. Los meses con la mayor concentración de COP fueron enero y septiembre, ambos tuvieron una concentración promedio de COP similar, con $4.7 \pm 1.8 \text{ g m}^{-2}$ y $4.3 \pm 1.7 \text{ g m}^{-2}$, respectivamente (Figura 3).

Durante los doce años analizados se observó la presencia del DCM, el cual se localizó entre el piso del metalimnion y el tope del hipolimnion con una radiación $< 1\%$ y $> 0\%$ de la PAR superficial. La persistencia del DCM varió a lo largo del tiempo. En 1999, 2000, 2003, 2004, 2009 y 2010 la presencia del DCM se extendió de junio a noviembre (6 meses), mientras que en el resto de los años el periodo en que se observó el DCM fue más corto, incluso en 2001 sólo se registró en un mes.

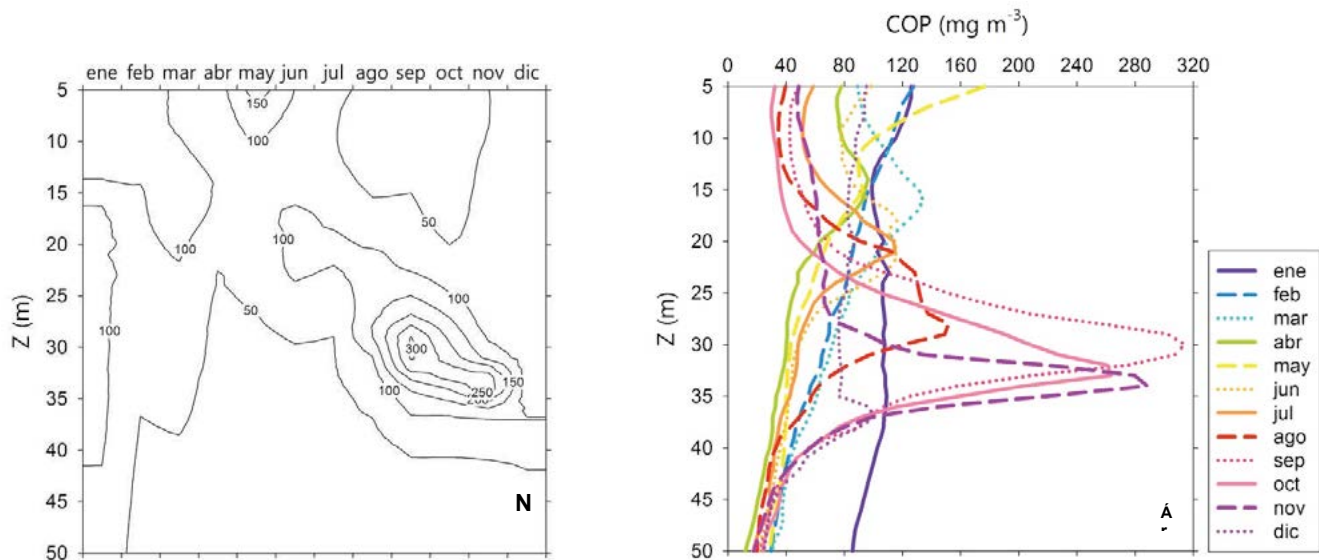


Figura 2. Año tipo de la concentración de COP del Lago Alchichica. A. Diagrama profundidad tiempo de la concentración de COP (mg m^{-3}). B. Perfiles de concentración de COP a lo largo del ciclo anual.

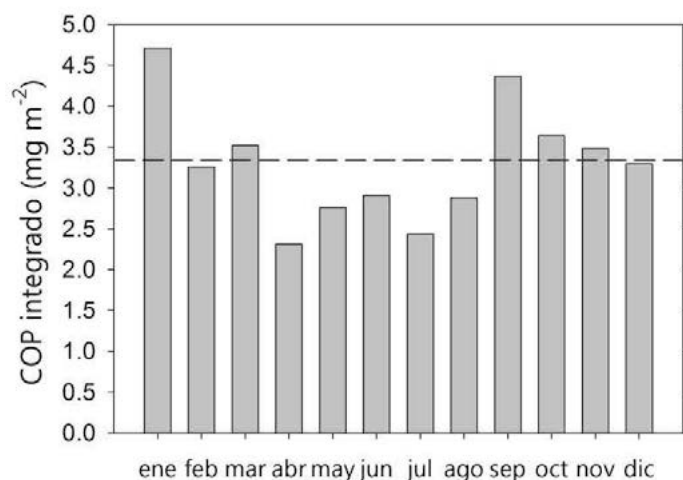


Figura 3. Año tipo de la concentración de COP integrada por unidad de área del Lago Alchichica. (La línea punteada señala la concentración promedio).

La concentración de COP aportada por el DCM con respecto al COP del total de la columna de agua varió, desde noviembre de 1999 en el que representó solo el 24%, hasta septiembre de 2004 donde fue el 96%. El aporte promedio fue de $68 \pm 18\%$. El aporte de la magnitud del DCM a la cantidad anual de COP fue en promedio del $25.4 \pm 8.6\%$ similar al COP de la época de mezcla que aportó el $24.4 \pm 14.9\%$. En 1999, 2000, 2003, 2004, 2006 y 2010 la contribución del DCM estuvo por arriba de la media (Figura 4A).

Al integrar la concentración de COP total para cada año se encontró que los años 1999, 2003, 2004 y 2005 fueron los que tuvieron una concentración de COP por encima de la media con 1.12 kg m^{-2} , 1.15 kg m^{-2} , 1.53 kg m^{-2} y 1.17 kg m^{-2} respectivamente, mientras que el 2006 fue el año con la concentración de COP más baja (0.68 kg m^{-2}), valor menor a la mitad de la máxima registrada para el 2004 (Figura 4B).

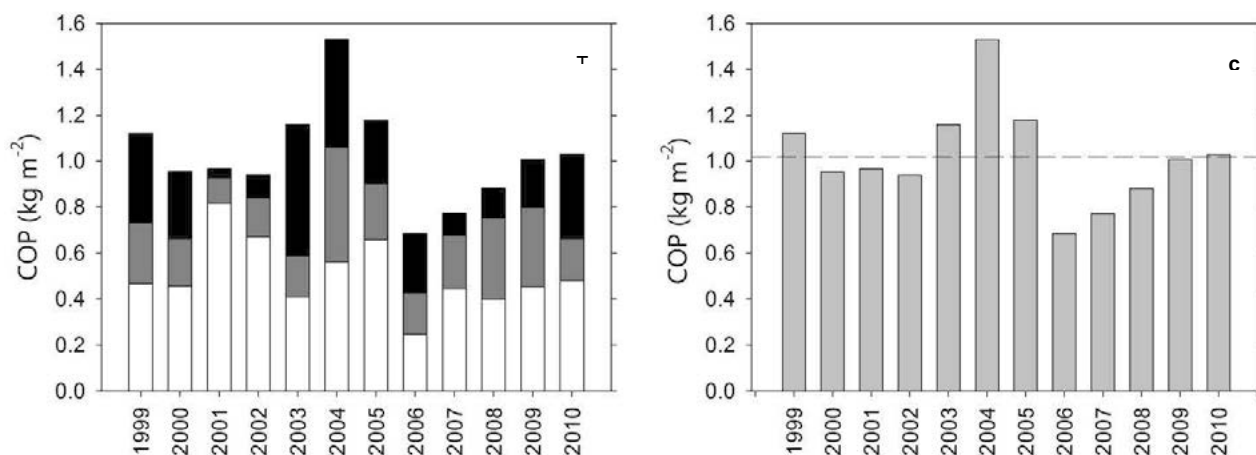


Figura 4. A. Contribución anual de COP generado por parte del DCM (barra negra), por el florecimiento invernal de diatomeas (barra gris) y por el resto del periodo anual (barra blanca) al COP total anual del Lago Alchichica. B. COP total anual.

Talling (1986) menciona que aunque una gran diversidad de factores, algunos biológicos, influyen en la estacionalidad del fitoplancton en los lagos profundos de África, son los cambios periódicos en la estructura hidrográfica de la columna de agua los que tienen mayor influencia. La gran regularidad que presenta el Lago Alchichica durante los doce ciclos anuales estudiados, muestra claramente que esta misma conclusión de Talling (1986) puede aplicarse a este lago. En el Lago Alchichica existe una estrecha relación entre el patrón anual de mezcla-estratificación y la variación estacional de la concentración y distribución vertical de COP. Durante la fase de mezcla invernal (menores temperaturas y radiación solar) se presenta el florecimiento de diatomeas que se distribuye de manera más o menos homogénea en la columna de agua producto de la turbulencia generada por la circulación que mantiene en suspensión al fitoplancton. Asimismo se ve favorecido por la disponibilidad de nutrientes que son recirculados.

Posteriormente, en la primavera, el aumento de temperatura y luz propician el establecimiento de las fases iniciales de la estratificación. Tanto los nutrientes como la turbulencia disminuyen, lo que favorece el florecimiento de las cianobacterias ya que pueden fijar nitrógeno y flotar cerca de la superficie con ayuda de sus aerotopos. En el verano y parte del otoño se conjuntan la estratificación y el agotamiento de nutrientes en la capa de mezcla. Es entonces cuando en el metalimnion se desarrolla un DCM integrado principalmente por diatomeas. El gradiente de densidad generado por la termoclina reduce la tasa de sedimentación de las diatomeas al mismo tiempo que por la presencia de ondas internas hay disponibilidad de nutrientes que son difundidos desde el hipolimnion al metalimnion.

Por otro lado y sin apartarse del patrón estacional general mencionado, se encontraron algunas diferencias en las magnitudes de la concentración de COP entre los distintos eventos principales (florecimiento invernal, florecimiento primaveral y DCM). Es probable que estas variaciones interanuales registradas en el Lago Alchichica estén más relacionadas con otras variables tales como la disponibilidad en los nutrientes y/o la herbivoría.

Conclusiones

Existe un claro patrón estacional en la concentración y distribución vertical del COP en el Lago Alchichica con tres épocas de mayor concentración de COP a lo largo del año: la primera durante el periodo de circulación en la que el COP se distribuye homogéneamente en la columna de agua; la segunda, al principio de la estratificación, en la que la mayor concentración de COP se asocia a la superficie del lago y la tercera durante la estratificación cuya mayor concentración se encuentra en el piso del metalimnion y el techo del hipolimnion. Este patrón estacional está estrechamente relacionado con la dinámica estacional hidrográfica (circulación-estratificación) del lago. No se encontraron patrones interanuales ni tendencias a largo plazo en la concentración ni en la distribución vertical del COP.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo 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 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM.

Bibliografía

- Adame M. F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen Internationalis Vereinigung Limnologiae* 27:3166-3169.
- Alcocer J., D. López, L. Oseguera. 2007. Dinámica del carbono particulado en un lago tropical profundo. *En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola (eds). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología y CICESE. México. pp. 239-247.*
- Billett S. M., R. S. Lampitt, A. L. Rice, F. C. Mantoura. 1983. Seasonal sedimentation of phytoplankton to the deep seabenthos. *Nature* 302:520-522.
- Filonov A., I. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33:07404, DOI:10.1029/2006GL025901.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Cuarta edición. Offset Larios. México. 217 pp.
- Hernández-Alfonso J. R., A. Martínez-López, A. N. Maeda-Martínez. 2007. Variabilidad del carbono orgánico particulado en una laguna somera de Baja California. *En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola (eds). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología y CICESE. México. pp. 159-170.*
- Lewis Jr. W. M. 1978. Dynamics and Succession of the Phytoplankton in a Tropical Lake Lanao, Philippines. *Journal of Ecology* 66:849-880.
- Litchman E. 2000. Growth rates of phytoplankton under fluctuating light. *Freshwater Biology* 44:223-235.
- Oliva M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, M. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466:299-306.
- Oseguera L. A., J. Alcocer, E. Escobar. 2010. Seston flux in a tropical saline lake. *Verhandlungen Internationalis Vereinigung Limnologiae* 30:1477-1481.
- Pollinger U. 1986. Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia* 138:127-138.
- Ramírez-Olvera M. A., J. Alcocer, M. Merino-Ibarra, A. Lugo. 2009. Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Salt lake research* 626:5-13.
- Reynolds C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 384 pp.
- Talling J. F. 1986. The seasonality of phytoplankton in African lakes. *Hydrobiologia* 138:139-160.
- Velasco L., V. Ardiles, G. Vilaclara, J. Alcocer. 2011. Sedimentación de las principales especies de fitoplancton en el Lago Alchichica, México. *En: Gío F. R., M. T. Rosales (eds). Interacciones en el Planeta Tierra. ICML, UNAM. México. pp. 161-173.*
- Vilaclara G., M. Chávez, A. Lugo, H. González, M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla state, Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25:435-440.



2.6 Producción primaria en un lago oligotrófico tropical

Villarreal-Quintero Einye Y.¹; Alcocer-Durand Javier² y Oseguera-Pérez Luis A.²

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, DF, México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. De los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

La producción primaria (PP), la respiración (R) y el equilibrio entre ambos procesos varían ampliamente entre los ecosistemas acuáticos. Estos procesos apenas comienzan a ser evaluados en lagos tropicales. Alchichica es un lago oligotrófico tropical cuya biomasa fitoplanctónica, a diferencia de la mayoría de los sistemas oligotróficos epicontinentales y marinos, está dominada por fitoplancton de talla grande ($> 2 \mu\text{m}$, predominantemente de $35\text{-}50 \mu\text{m}$). Con el fin de generar una línea base respecto a las tasas de PP y R, se evaluaron la PP neta, PP bruta y R en Alchichica. Este estudio es pionero en evaluar estos procesos en lagos mexicanos –son contados los que existen- y el primero en medirlos en lagos mexicanos profundos. La PPB muestra cuatro picos a lo largo del año (enero, mayo, octubre y diciembre) con valores entre 250 y $300 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Los picos se asocian a florecimientos fitoplanctónicos, de diatomeas en enero y diciembre y de cianoprocariotas en mayo. El de octubre corresponde a un máximo profundo de clorofila formado principalmente por diatomeas. Los picos de PPN fueron similares a los de PPB pero de menor magnitud (200 a $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). La tasa respiratoria también muestra cuatro picos en febrero, abril, agosto y noviembre. El de abril sobrepasa los $400 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que los otros tres fluctúan entre 150 y $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Palabras clave: producción primaria, respiración, metabolismo lacustre, lago tropical.

Abstract

Primary production (PP), respiration (R) and the balance between both processes vary widely between aquatic ecosystems. These processes have been evaluated in tropical lakes just recently. Alchichica is an oligotrophic tropical lake which phytoplankton biomass is dominated by large-size phytoplankton ($> 2 \mu\text{m}$, predominantly $35\text{-}50 \mu\text{m}$), contrarily to most oligotrophic inland and marine aquatic systems where the small-size phytoplankton dominates. We measured the net PP, gross PP and R in Lake Alchichica along a year. This study is pioneer in evaluating these processes in Mexican lakes and the first one in a deep lake. The GPP shows 4 peaks along the year (January, May, October and December) with values ranging between 250 and $300 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. The peaks were associated to diatom (December and January) and cyanoprokariot blooms in May. The October peak was related to a deep chlorophyll maximum, build up by diatoms. The NPP peaks were similar to those described for GPP but of minor magnitude (200 and $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Respiration rate also displayed four peaks in February, April, August and November. The April peak exceeds $400 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ while the other three ranges between 150 and $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Introducción

La producción primaria (PP) es una medida de la tasa de incorporación del carbono inorgánico durante la fotosíntesis y es realizada por todos los organismos que sintetizan materia orgánica (MO): algas y bacterias. Una parte de la MO producida se invierte en el mantenimiento del propio metabolismo (producción primaria bruta, PPB) y otra parte se transforma en biomasa (producción primaria neta, PPN). Este último tipo es la fuente de energía trófica para todo el ecosistema (Roldán y Ramírez, 2008).

La PP es dinámica y diversos factores ambientales interactúan para regular el crecimiento en tiempo y espacio del fitoplancton en un lago. Entre estos factores se encuentran la luz, la temperatura, el pH y la disponibilidad de nutrientes (Lampert y Sommer 2007; Edding *et al.*, 2006).

Solo un pequeño intervalo de toda la radiación solar es útil para realizar actividad fotosintética; este rango abarca aproximadamente de 400 a 700 nm y se conoce como radiación fotosintética activa, PAR por sus siglas en inglés (Edding *et al.*, 2006). La intensidad de luz mínima que se considera para que pueda llevarse a cabo la fotosíntesis es, por definición, del 1% de la radiación solar incidente en la superficie del cuerpo acuático (SPAR por sus siglas en inglés) y define la zona productiva o zona eufótica (Z_{EU}) en un cuerpo acuático.

Diversos estudios (p.ej., Lewis 1987, 1996) evidencian diferencias importantes en los procesos fundamentales -la producción primaria entre ellos- entre los lagos templados y los tropicales. Estas diferencias derivan de que en las latitudes tropicales: a) la radiación solar anual es más elevada, b) existe una menor variación en la radiación solar y c) el efecto de Coriolis es reducido. De gran relevancia para la PP son particularmente, sus interacciones con la radiación y la temperatura.

Los estudios realizados en lagos tropicales son aún reducidos a nivel mundial y prácticamente desconocidos para lagos mexicanos tanto profundos como someros. Sin embargo, la información disponible sugiere que los lagos tropicales son más eficientes para generar biomasa fitoplanctónica que los templados. Por lo anterior, el presente estudio pretende evaluar la PP en el lago tropical Alchichica así como su dinámica temporal con el fin de contribuir con información sólida que sirva para sentar una línea base del comportamiento de los lagos mexicanos así como de los lagos tropicales en general.

Materiales y métodos

Se realizaron doce muestreos mensuales a lo largo de un ciclo anual (enero-diciembre de 2011) en una estación ubicada en la zona central y más profunda del lago. Se obtuvieron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad de agua Hydrolab modelo DS5 y de radiación fotosintética activa (PAR) y fluorescencia natural de la clorofila *a* con un perfilador de fluorescencia natural Biospherical modelo PNF-300.

Para la medición de la PP y la respiración (R) se utilizó el método de las botellas claras y oscuras que evalúan las tasas de cambio en la concentración de oxígeno disuelto (Gaarder y Gran, 1927; Wetzel y Likens, 1991). Se colocó una línea de soportes en un anclaje ubicado en la parte central del lago. Antes de colocar las botellas en los soportes e iniciar la incubación, se midió la concentración de oxígeno disuelto inicial en cada una de ellas con ayuda de un oxímetro marca HACH modelo HQ40d equipado con una sonda LDO (por sus siglas en inglés que significan oxígeno disuelto luminiscente), concentración que se utilizó como la concentración de OD al tiempo cero (T_0). Se incubaron las botellas entre 8 y 9 horas para posteriormente recuperarse y medirse la concentración de oxígeno disuelto nuevamente (T_{final}). Con base en estas mediciones se determinaron la producción y el consumo de oxígeno disuelto. Para determinar las tasas de PPB, PPN y R se consideró el método de Wetzel y Likens (1991). Con el fin de obtener las tasas de PP y R por unidad de área ($mg\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$) se

realizaron integraciones verticales utilizando el programa Sigma Plot 12.0. Posteriormente se graficaron y observaron los cambios temporales de la PPB, PPN y R.

Resultados y discusión

El lago Alchichica siguió un patrón térmico correspondiente a la monomixis cálida, tal y como ha sido repetidamente reportado (p. ej., Alcocer *et al.*, 2000). El periodo de mezcla se presentó de enero a marzo y el de estratificación el resto del año. Según Alcocer y Lugo (2003), el lago Alchichica presenta tres periodos de distribución espacio temporal de biomasa fitoplanctónica: a) un florecimiento invernal de diatomeas (época de circulación), b) un florecimiento primaveral de cianobacterias (principios de la estratificación) y c) la formación de un máximo profundo de clorofila (DCM por sus siglas en inglés) que se presenta durante el periodo de estratificación bien establecida y parte de la tardía.

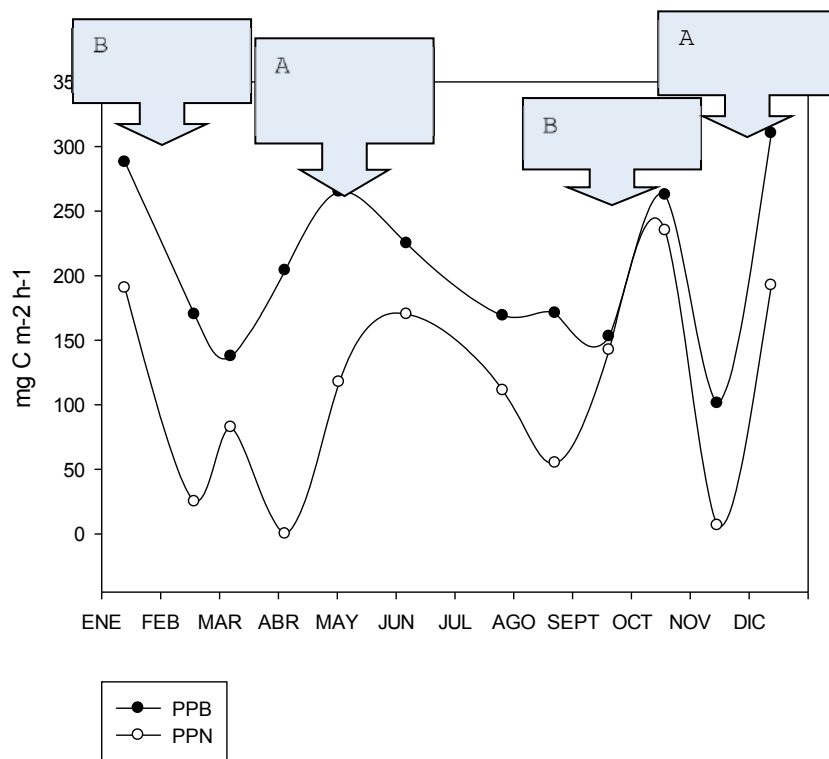


Figura 1. Variación temporal de la PPB y PPN integrada (0-50m) por unidad de área ($\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$) del lago Alchichica a lo largo del ciclo anual, así como los principales eventos fitoplanctónicos relacionados. (DCM = máximo profundo de clorofila).

La integración por unidad de área de la PPB y la PPN (Figura 1) muestran cuatro picos bien definidos en: enero, mayo-junio, octubre y diciembre. Los picos de la PPB se encontraron entre 250 y ligeramente arriba de $300 \text{ mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Los picos de PPN fueron similares a los de GPP pero de menor magnitud (200 a $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Estos picos están relacionados con los florecimientos fitoplanctónicos de diatomeas (*Cyclotella alchichicana* y *C. choctawhatcheana*, principalmente) durante enero en plena circulación y diciembre, inicio del siguiente periodo de circulación, así como con el de cianoprocaritas (*Nodularia spumigena*) durante mayo-junio en la estratificación temprana. El pico de octubre corresponde al DCM que está formado principalmente por las mismas diatomeas.

Por otro lado, la integración de la R también mostró 4 picos: febrero, abril, agosto y noviembre (Figura 2). El pico de abril sobrepasa los $400 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que los otros tres fluctúan entre 150 y $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

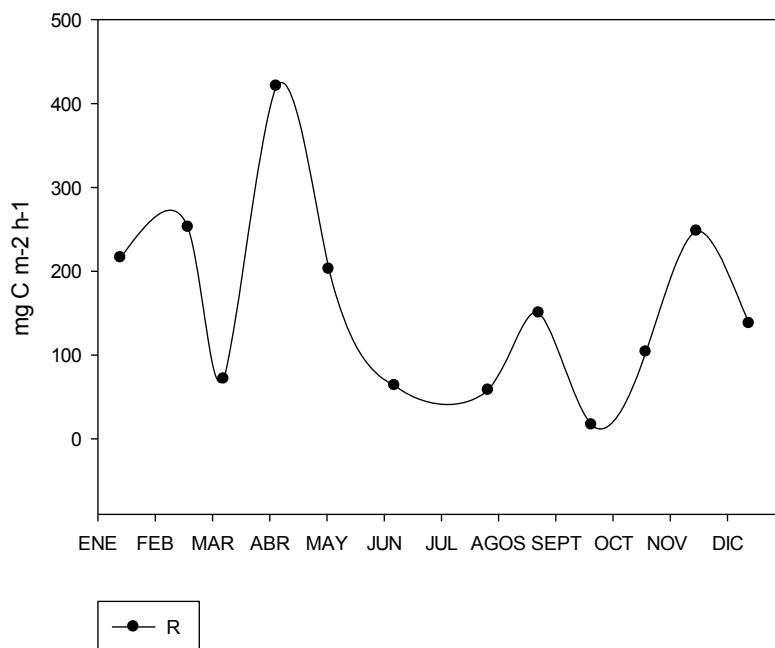


Figura 2. Variación temporal de la R integrada (0-50 m) por unidad de área ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) del lago Alchichica a lo largo del ciclo anual.

Los lagos tropicales son más productivos que los templados (Lewis 1987, 1996). Los templados presentan una PP de alrededor de 0.012 a $3.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Goldman, 1968).

En el Cuadro 1 se presentan los valores de algunos lagos tropicales en los cuales se muestran similitudes con respecto a los valores obtenidos en Alchichica. El lago Bosomtwe (Ghana) tiene valores muy similares con respecto a Alchichica ya que presentan casi el mismo patrón térmico, el periodo de mezcla de Bosomtwe se presenta durante diciembre y enero y a veces llega hasta marzo (Awortwi, 2010); en este periodo los nutrientes también son recirculados al igual que en Alchichica. Para cada caso, se deben considerar la disponibilidad de nutrientes, estado trófico natural, el tamaño, la profundidad y la materia orgánica presente en el lago (Melack y Kilham, 1974).

De los lagos comparados, Alchichica resultó ser uno de los más productivos junto con el lago Aranguandi (Etiopía) y Edward (Uganda), estos últimos presentan una alta producción debido a las actividades humanas (Melack y Kilham, 1974), además de un eficiente reciclamiento de nutrientes, una alta temperatura en el agua y una estabilidad de la radiación solar. Por otro lado, los que presentan una PP baja es porque las actividades humanas en la zona son escasas y su reciclamiento de nutrientes no es tan efectivo, además de no presentar una estabilidad con respecto a la radiación solar y ser muy susceptibles al efecto de Coriolis o al estrés del viento (Lewis, 1974), ambos relacionados también con el espesor de la capa de mezcla (Lewis, 1987).

La alta PP que se presenta en Alchichica está relacionada con la disponibilidad de nutrientes durante el periodo de circulación. Para la clasificación del estado trófico también se consideran los valores de PP (Wetzel y Likens, 1991), aunque es más común utilizar datos de nutrientes para caracterizar a los lagos según su estado trófico. Por ejemplo, la PPB en lagos oligotróficos va a partir de 4 a 25 g C m^{-2}

año⁻¹ en promedio, mientras que los lagos eutróficos tienen valores 500 a 700 g C m⁻² año⁻¹ (Kalf y Knoechel 1978). En Alchichica el valor fue de 15.58 g C m⁻² año⁻¹. Alchichica y los lagos en comparación presentan valores de PP similares o que caen dentro del rango establecido para considerarlos como lagos tropicales.

Cuadro 1. Valores de PP en diversos lagos tropicales

Lago	PP (g C m ⁻² d ⁻¹)	Referencias
George (Uganda)	14	Talling, 1965
Edward (Uganda)	13.80	Talling, 1965
Aranguandi (Etiopía)	13-22	Baxter <i>et al.</i> , 1965
Ayyangulam (India)	9	Sreenivasan, 1965
Rashitani (Tanzania)	7.50	Melack y Kilham, 1974
Mariut (Egipto)	4.81	Aleem y Samaan, 1969
Nasser (Egipto)	4.41	Samaan, 1971
Nakuru (Kenia)	3.90	Odour y Schagerl, 2007
Elmenteita (Kenia)	3.19	Odour y Schagerl, 2007
Victoria (Uganda)	2.78	Talling, 1965
Albert (Uganda)	2.66	Talling, 1965
Bogoria (Kenia)	2.55	Odour y Schagerl, 2007
Volta (Ghana)	2.25	Viner, 1970
Naivasha crater (Kenia)	1.84	Melack, 1979
Chad (Chad)	1.69	Lemoalle, 1973
Kivu (Kenia)	1.44	Hecky y Fee, 1978
Tanganyika (Tanzania)	1.4	Hecky y Fee, 1978
Bosomtwe (Ghana)	1.22-7.68	Awortwi, 2010
Alchichica (México)	1.78-9.22	Presente estudio

Conclusiones

En el presente estudio se observa que las tasas de PP y R están íntimamente ligadas con los eventos fitoplanctónicos del lago los cuales, a su vez, están controlados por la hidrodinámica regular de Alchichica. Esto es, el patrón de monomixis cálida con un periodo de circulación asociado al invierno hemisférico y el de estratificación a lo largo de la época cálida de lluvias, explica los cuatro picos de PP que se registran en el lago. Estos son: el florecimiento de diatomeas durante la circulación, el florecimiento de cianobacterias durante la estratificación temprana, la formación de un máximo profundo de clorofila durante la estratificación bien establecida y tardía y, finalmente, el reinicio del florecimiento invernal de diatomeas que se da al final de la estratificación tardía. Por otro lado, los valores registrados de PP en Alchichica son altos y similares a los lagos tropicales, en particular los de un estado trófico similar (oligotróficos).

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM. Asimismo, los autores agradecen Vania J.J. Pérez y Mario Chávez por su apoyo en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Aleem A. A., A. A. Samaan. 1969. Productivity of Lake Mariut, A. R. E. Parte II, Primary Production. *International Review of Hydrobiology* 54:491-527.
- Alcocer J., E. Escobar, M. R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 27:3166-3169.
- Alcocer J., A. Lugo. 2003. Effects of El Niño on the dynamics of Lake Alchichica, central Mexico. *Geofísica Internacional* 42:523-528.
- Awortwi F. E. 2010. Spatio-temporal variability of phytoplankton community species composition, biomass and primary productivity of Lake Bosomtwe (Ghana). Tesis de Doctorado. Kwame Nkrumah, University of Science and Technology.
- Baxter R. M., M. V. Prosser, J. L. Talling, B. B. Wood. 1965. Stratification in tropical African lakes at moderate altitudes (1500-2000 m). *Limnology and Oceanography* 10:510-520.
- Edding M., F. Talia, J. Vázquez. 2006. Fotosíntesis, productividad y algas Marinas. *En: Squeo F.A. y L. Cardemil, (eds) Fisiología Vegetal. Ediciones Universidad de La Serena.* pp 1-39 v280806.
- Gaarder T., H. H. Gran. 1927. Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 42:1-48.
- Goldman J. C. 1968. Aquatic primary production. *American Zoologist* 8:31-42.
- Hecky R. H., E. J. Fee, H. Kling, J. W. Rudd. 1978. Studies on the planktonic ecology of Lake Tanganyika. *Canadian Fisheries of Marine. Services Technical Report* 816. 51 pp.
- Kalff J., R. Knoechel. 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:475-495.
- Lampert W., U. Sommer. 2007. *Limnoecology*. Oxford University Press. 2ª ed. 335 pp.
- Lemoalle J. 1973. Biomass et production phytoplanctoniques du Lac Tchad (1968-1976). *Relations avec les conditions du milieu. O.R.S.R.T.O.M. Paris.* 311 pp.
- Lewis W. M. 1974. Primary production in the plankton community of a tropical lake. *Ecological Monographs* 44:377-409.
- Lewis W. M. 1987. Tropical Limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:159-184.
- Lewis W. M. Jr. 1996. Tropical lakes: How latitude makes a difference. *In: Shiemer F., K. T. Boland (eds) Perspectives in Tropical Limnology.* SPB Academic Publishing. pp. 43-64.
- Melack J. M. 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. *Freshwater Biology* 12:381-399.
- Melack J. M., P. Kilham. 1974. Photosynthetic rates of phytoplankton in East African saline lakes. *Limnology and Oceanography* 19:743-583.
- Odour S. O., M. Schagerl. 2007. Phytoplankton productivity characteristics in response to PAR in 3 Kenyan rift valley saline-alkaline lakes. *Journal of Plankton Research* 29:1041-1050.
- Roldán G., J. Ramírez. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical.* Editorial de la Universidad de Antioquía. 2ª ed. 440 pp.
- Samaan A. A. 1971. Report on the trip on Lake Nasser to investigate its primary production during March 1971. Institute of Oceanography and Fisheries, Alexandria.
- Sreenivasan A. 1965. An instance of unusual oxygen production in a tropical impoundment. *Journal of Marine Biological Association* 7:469-471.
- Talling J. F. 1965. The photosynthetic of phytoplankton of East African lakes. *International Review of Hydrobiology* 50:1-32.
- Viner A. B. 1970. Hydrobiology of Lake Volta, Ghana. II. Some observations on biological features associated with the morphology and water stratification. *Hydrobiologia* 35:230-248.
- Wetzel R. G., G. E. Likens. 1991. *Limnological analyses.* W. B. Saunders. Nueva York. 391 pp.

2.7 Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande

Oseguera-Pérez Luis A.¹; Alcocer-Durand Javier¹ y Hernández-Hernández Brenda²

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Av. De los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: loseguera@campus.iztacala.unam.mx

²Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, DF, México.

Resumen

La biomasa del fitoplancton de Alchichica, un lago oligotrófico tropical, está dominado por especies de talla grande (i.e. $> 35\text{-}50\ \mu\text{m}$). Por su talla y mayor peso el fitoplancton no es fácilmente consumido y se exporta rápidamente al fondo. Los flujos de carbono orgánico particulado (COP) fueron medidos en tres profundidades de la columna de agua (base de la capa de mezcla, por debajo de la termoclina, fondo) utilizando trampas de sedimento. Con el fin de analizar las variaciones intra e interanuales se estudiaron tres años con muestreos mensuales. Los flujos de COP fluctuaron entre 116 y $621\ \text{mg m}^{-2}\ \text{d}^{-1}$ siendo de similares a mayores respecto al rango encontrado en otros lagos oligotróficos. Los flujos mayores de COP se encontraron durante el periodo de circulación, caracterizado por el florecimiento de diatomeas (p. ej., *Cyclotella alchichicana*). A principios de la estratificación, se desarrolla un florecimiento de *Nodularia spumigena* aumentado los flujos de las trampas. Sin embargo, sólo la mitad del COP generado en el florecimiento llega al fondo del lago; el resto es arrastrado a la orilla por el viento. En el periodo de estratificación se encontró que los flujos de COP por debajo de la termoclina fueron mayores a los de la zona de mezcla. Lo anterior se debe a que durante esta época se desarrolla un máximo profundo de clorofila (DCM) constituido principalmente por *C. alchichicana*. Los florecimientos y el DCM contribuyeron con el 65% del COP que se exportó hacia el fondo del lago.

Palabras clave: flujo de COP, lago profundo tropical, florecimientos algales.

Abstract

Large size (i.e. $> 35\text{-}50\ \mu\text{m}$) species dominates the phytoplankton biomass of Alchichica, an oligotrophic tropical lake. The phytoplankton is not easily consumed and is rapidly exported to the bottom due to its large size and weight. We measured the particulate organic carbon (POC) fluxes using sediment trap stations at three depths of the water column (bottom of the mixed layer, below the thermocline, close to the bottom). To recognize seasonal and interannual variations, we studied three years with monthly samples. The POC fluxes fluctuated between 116 and $621\ \text{mg m}^{-2}\ \text{d}^{-1}$, values ranging from similar to higher compare with those found in other oligotrophic lakes. The highest POC fluxes were found during the mixing period, characterized by a diatom bloom (i.e., *Cyclotella alchichicana*). At the onset of the stratification, the fluxes increased again related to a *Nodularia spumigena* bloom. However, only half of the POC generated in the bloom reaches the bottom. The other half was wind-transported to the shore. During the stratification, the fluxes below the thermocline were higher than those in the mixed layer. The presence of a deep chlorophyll maximum (DCM) build up by *C. alchichicana* explains this fact. The phytoplankton blooms and the DCM constitute 65% of the POC exported to the bottom of the lake.

Introducción

Raramente se han considerado a los sistemas acuáticos epicontinentales (principalmente lagos, ríos y presas) como componentes potencialmente importantes en el ciclo del carbono tanto a escala regional como global debido a que cubren una pequeña fracción de la superficie de la Tierra. Cole *et al.* (2007) estimaron que del total de carbono que entra a los sistemas acuáticos epicontinentales ($1.9 \text{ Pg C año}^{-1}$), solamente $0.2 \text{ Pg C año}^{-1}$ (10.5%) es secuestrado en sus sedimentos, mientras que el resto es liberado a la atmósfera ($0.8 \text{ Pg C año}^{-1}$) o transportado hacia los océanos ($0.9 \text{ Pg C año}^{-1}$). Estudios realizados con trampas de sedimento tanto en sistemas marinos como epicontinentales revelan que sólo entre 1 y 35% del carbono orgánico que se sintetiza en la zona eufótica llega a los sedimentos del fondo (Bloesch y Uehlinger, 1990; Eadie *et al.*, 1984).

La exportación del carbono orgánico particulado (COP) hacia los sedimentos depende principalmente del tamaño de la partícula. Cuando la talla dominante es la pequeña (< 2 o $5 \mu\text{m}$ dependiendo del autor), las rutas principales que seguirá el fitoplancton serán su reciclamiento en las capas superficiales y su inclusión en las cadenas alimenticias dentro del circuito microbiano. Cuando la dominante es la talla grande, la ruta que seguirá será el hundimiento de las células no consumidas (Legendre, 1999). Por otro lado, los florecimientos de fitoplancton tienen un papel importante en la exportación de COP, ya que al ser tanta la biomasa, ésta no puede ser consumida y/o remineralizada en su totalidad, por lo cual en su mayoría se sedimenta hacia el fondo de los cuerpos acuáticos (Pesant *et al.*, 1998).

Es importante tomar en cuenta estos procesos de exportación para conocer cómo ocurre la asimilación de CO_2 en las aguas epicontinentales y cómo esto puede ayudar a entender el cambio climático a nivel local y regional. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue analizar las variaciones intra e interanuales durante tres años en un lago oligotrófico donde la talla dominante de fitoplancton es la grande ($> 2 \mu\text{m}$).

Materiales y métodos

Alchichica ($19^\circ 24.7' \text{ N}$, $97^\circ 24.0' \text{ O}$, 2350 m s.n.m.) es el mayor (área superficial de 2.3 km^2 y profundidad máxima de 62 m, Filonov *et al.*, 2006) de los seis lagos cráter que se localizan en la cuenca endorreica Oriental, en el extremo SE del Altiplano Mexicano. Su principal aporte de agua es por el manto freático y en menor cantidad por lluvia. El lago presenta aguas hiposalinas ($\sim 8.5 \text{ g L}^{-1}$) y de pH básico (~ 9), siendo los iones dominantes el sodio y el cloruro (Vilaclara *et al.*, 1993). Alchichica tiene dos épocas bien delimitadas hidrodinámicamente: la de mezcla -que va de finales de diciembre a principios de marzo- y la de estratificación -finales de marzo a principios de diciembre-. La estratificación se caracteriza por el rápido desarrollo de un hipolimnion anóxico (Alcocer *et al.*, 2000). La zona eufótica varía entre 13 y 38 m, profundizándose a medida que avanza la época de estratificación (Oliva *et al.*, 2001). Alchichica es un lago oligotrófico (clorofila $a \leq 5 \mu\text{g L}^{-1}$) y a diferencia de la mayoría de los cuerpos acuáticos con el mismo estado trófico, la talla dominante de fitoplancton es la grande ($> 2 \mu\text{m}$) (Adame *et al.*, 2008). Se presentan dos florecimientos de fitoplancton: uno de diatomeas durante la época de mezcla y otro de cianobacterias a principios de la estratificación (Oliva *et al.*, 2001).

Para la obtención de la materia en sedimentación se emplearon tres trampas de sedimento que constaron de tubos de acrílico de 74 mm de diámetro interno, 450 mm de longitud y 1.9 litros de volumen, con una proporción largo-diámetro mayor a seis que es la recomendada para aguas con corrientes de velocidad baja (Bloesch, 1994). Se colocó un anclaje en la parte central y más profunda del lago. Las trampas se colocaron a 3 m por encima del fondo para evitar atrapar sedimento

resuspendido. Las trampas se recolectaron mensualmente y una vez recuperadas, el agua y el material capturado se homogenizó y posteriormente filtró a través de una malla de 100 μm para eliminar el zooplancton (Lee *et al.*, 1998). Las trampas fueron recolectadas mensualmente de junio de 2006 a mayo de 2009.

Para evaluar los flujos de COP se tomó una alícuota de cada uno de los tres tubos y se filtraron con ayuda de un equipo de filtración (13 mm) marca Millipore. Se utilizaron filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/F, 13 mm de diámetro, 0.7 μm de retención nominal) previamente calcinados (550 °C durante cuatro horas) para eliminar cualquier residuo de carbono. Los filtros se guardaron en cajas de Petri y se pusieron a secar a 60° C durante cuatro días para su posterior medición con ayuda de un analizador elemental Carlo Erba modelo NC2100. Para la evaluación de la concentración de clorofila *a* en las trampas se siguió el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Se filtraron alícuotas a través de filtros de fibra de vidrio GF/F (Whatman, 13 mm de diámetro, apertura de poro nominal 0.7 μm). La clorofila *a* retenida en los filtros se extrajo con acetona al 90% durante un periodo de entre 12 y 24 horas, en condiciones de oscuridad y refrigeración. Finalmente, el extracto se leyó en un fluorómetro digital Turner Designs 10-AU.

Resultados y discusión

El valor promedio del flujo de COP fue de $260 \pm 125 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con un intervalo entre 116 y 621 $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la cual representa la cantidad de COP que es exportado hacia el fondo del lago. Los flujos fueron similares o mayores a los encontrados en otros lagos con un estado trófico similar. Cotner *et al.* (2004) encontraron un intervalo de 60 a 90 $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para el lago Superior, el cual es menor al registrado en Alchichica. Estos flujos bajos se los atribuyeron a que una gran parte del carbono es remineralizado en la zona eufótica y sólo 5% sedimenta hasta alcanzar el fondo del lago ($Z_{\text{MAX}} = 400 \text{ m}$). Los flujos de COP encontrados en los lagos oligotróficos Maggiore y Mergozzo (145-170 $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y 80-160 $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) estuvieron dentro del rango encontrado en el lago Alchichica. El lago Maggiore es mucho más grande (212.5 km^2) y profundo ($Z_{\text{MAX}} = 372 \text{ m}$) que Alchichica, sin embargo, la exportación del COP hacia el fondo se da principalmente a través de agregados de gran tamaño ($> 10 \mu\text{m}$) formados por materia tanto orgánica (fitoplancton) como inorgánica (Callieri, 1997). El lago Mergozzo tiene una profundidad ($Z_{\text{MAX}} = 73 \text{ m}$) y área (1.81 km^2) similar a la de Alchichica y la exportación del COP hacia los sedimentos del fondo es, al igual que en el Maggiore, por la formación de agregados de fitoplancton (Callieri *et al.*, 1991). De forma similar que en los lagos mencionados, es probable que en Alchichica la formación de agregados contribuya a incrementar la sedimentación del COP.

Durante el periodo de mezcla se observaron los mayores flujos de COP y clorofila *a* (Figura 1). Ambos flujos estuvieron relacionados con el florecimiento de diatomeas que se presentó durante este periodo, siendo *Cyclotella alchichicana* ($\sim 50 \mu\text{m}$) la especie más abundante en las trampas (Velasco *et al.*, 2011). Las épocas de circulación fueron las que mayor contribución tuvieron de COP hacia los sedimentos, siendo el 2008 el que mayor aporte (42.7 g m^{-2}) tuvo durante los tres años (Figura 2). Lo anterior, concuerda con lo reportado por Adame *et al.*, (2008), quienes encontraron un ciclo bienal en la biomasa fitoplanctónica siendo mayores los florecimientos durante los años pares.

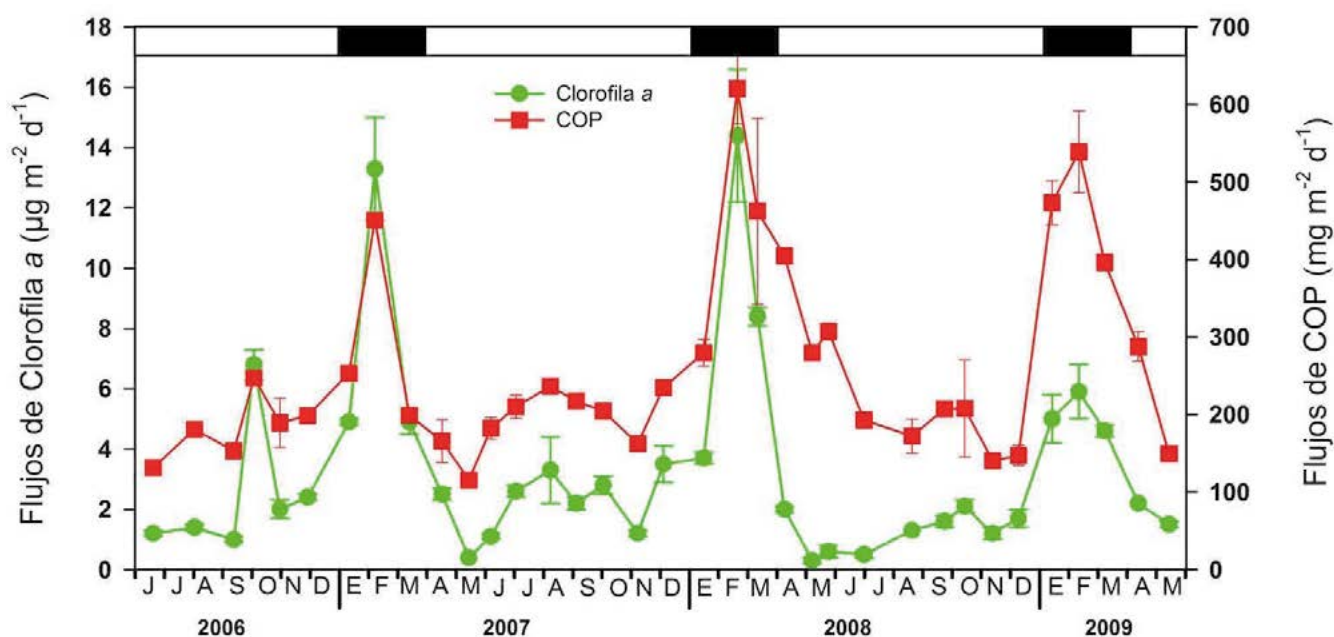


Figura 1. Variación temporal de los flujos de clorofila *a* y COP en el lago Alchichica. Las barras negras indican los periodos de circulación y las claras los de estratificación.

Durante la estratificación temprana (abril-junio) se desarrolló un florecimiento de la cianobacteria *Nodularia spumigena*. El mayor flujo se encontró en el 2008 y a pesar de que el florecimiento de esta cianobacteria es una característica regular del lago, su intensidad es diferente año con año (Oliva *et al.*, 2009) (Figura 1). En el 2008 la exportación hacia el fondo cuando estuvo presente *N. spumigena* fue de 12.5 g m^{-2} (Figura. 2). Sin embargo, la cantidad colectada en las trampas de fondo no representa lo producido en la zona de mezcla, ya que *N. spumigena*, al igual que otras cianobacterias, presentan aerotopos que les permiten flotar y permanecer cerca de la superficie (Bianchi *et al.*, 2002) dificultando su exportación al fondo y provocando que sean arrastradas por el viento a la orilla del lago. Schernewski *et al.* (2005) observaron un fenómeno similar en el lago Belau, Alemania, y encontraron que entre más flotabilidad tenían las cianobacterias, más se acumulaban en la orilla.

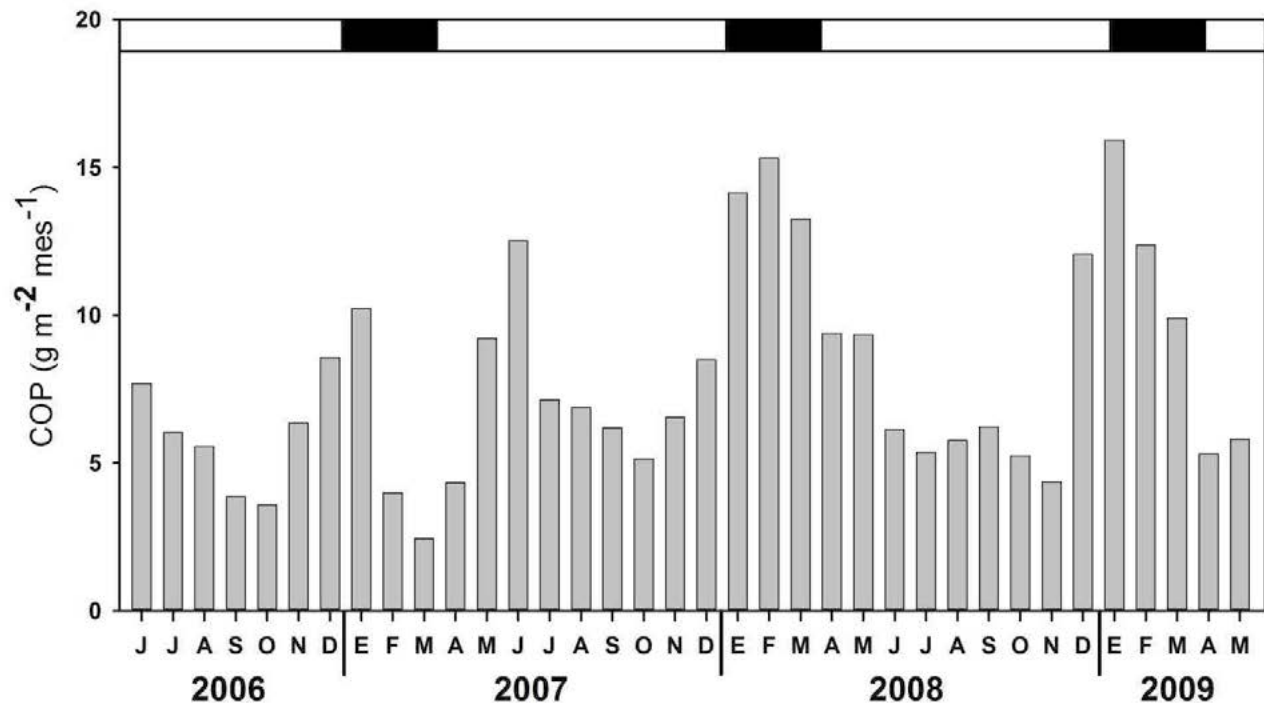


Figura 2. Aporte mensual del COP a los sedimentos del lago Alchichica. Las barras negras indican los periodos de circulación y las claras los de estratificación

A finales del mes de septiembre y durante los meses de octubre y noviembre se presentó un incremento en los flujos de COP y clorofila *a*. Esto se atribuyó a que durante este periodo se desarrolló un máximo profundo de clorofila (DCM). Durante este periodo (septiembre a noviembre) la producción fitoplanctónica en lago Alchichica se llevó a cabo principalmente en el metalimnion (i.e., DCM). El mayor DCM se presentó en 2006 exportando 17.9 g m^{-2} de COP hacia el fondo del lago (Figura 2). Lo anterior se debe a que el DCM en Alchichica puede alcanzar valores de biomasa elevados ($17.2 \mu\text{g L}^{-1}$, Adame *et al.*, 2008) y está compuesto principalmente por la diatomea *C. alchichicana* (Velasco *et al.*, 2011), la cual sedimenta rápidamente y recorre la “corta” distancia ($\sim 30\text{m}$) que hay hacia el fondo.

Los flujos de clorofila *a* mostraron un intervalo de 0.3 a $14.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con un promedio de $3.3 \pm 3.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para los tres años de estudio. La variación temporal de los flujos de clorofila *a* y COP tuvieron una dinámica temporal similar, evidenciado por su regresión lineal significativa ($r^2 = 0.59$, $p < 0.0001$). Esta relación tan estrecha nos sugiere que la ruta principal que sigue el COP en Alchichica no es la remineralización en la columna de agua a través del circuito microbiano sino que debido a que la talla predominante es la grande el COP es exportado hacia el fondo (principalmente diatomeas) y a la orilla (cianobacterias) del lago. Lo anterior es de suma importancia para entender mejor la dinámica del carbono en lagos oligotróficos tropicales, así como su contribución al secuestro de carbono y, por lo tanto, a su papel como reguladores del cambio climático a nivel local y regional.

Conclusiones

Los flujos de COP encontrados en el lago Alchichica fueron similares o mayores a los encontrados para otros lagos de estado trófico similar, debido a que el fitoplancton que predomina en el lago es de talla grande. La variación anual del COP está asociada los florecimientos de diatomeas durante el

periodo de circulación y de *N. spumigena* durante la estratificación temprana. El máximo profundo de clorofila también contribuye a la exportación del COP, ya que está compuesto principalmente por *C. alchichicana*, la cual por su tamaño sedimenta rápidamente. Se reconoció un ciclo bienal en la magnitud de los flujos COP durante el periodo de mezcla, el cual está estrechamente relacionado con la dimensión de los florecimientos de diatomeas.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM. Asimismo, los autores agradecen el apoyo brindado a Armando Rodríguez por su apoyo en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Adame F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Arar E., G. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. US Environmental Protection Agency Cincinnati.
- Bianchi T. S., C. Rolff, B. Widbom, R. Elmgren. 2002. Phytoplankton pigments in Baltic sea seston and sediments: seasonal variability, fluxes, and transformations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55:369-383.
- Bloesch J., U. Uehlinger. 1990. Epilimnetic carbon flux and turnover of particle size classes in oligo-mesotrophic lake Lucerne, Switzerland. *Archiv für Hydrobiologie* 118:403-419.
- Bloesch J. 1994. A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia* 284:13-18.
- Callieri C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in lake Maggiore, a large deep lake in Northern Italy. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 56:37-50.
- Callieri C., R. Bertoni, C. De Marco, M. Contesini. 1991. Settling flux and sinking velocity of seston in lago di Mergozzo (northern Italy) and influence of microbial activity on the decomposition of entrapped organic material. *Hydrobiologia* 213:155-165.
- Cole J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171-184.
- Cotner J. B., B. A. Biddanda, W. Makino, E. Edgard. 2004. Organic carbon biogeochemistry of lake Superior. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7:451-464.
- Eadie B. J., R. L. Chambers, W. S. Gardner, G. L. Bell. 1984. Sediment trap studies in Lake Michigan: resuspension and chemical fluxes in the southern basin. *Journal of Great Lakes Research* 10:307-321.
- Filonov A., I. Y. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33:L07404, doi: 10.1029/2006gl025901.
- Lee C., S. G. Wakeham, J. I. Hedges. 1998. The measurement of oceanic particle flux-Are "swimmers" a problem?, *Oceanography* 1:34-36.
- Legendre L. 1999. Environmental fate of biogenic carbon in lakes. *The Japanese Journal of Limnology* 60:1-10.
- Oliva M. G., J. Alcocer, A. Lugo, 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. *En: Oren A., D. L. Naftz, W. A. Wurtsbaugh* (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. pp. 121-126.



- Pesant S., L. Lgendre, M. Gosselin, C. Ashjian, B. Booth, K. Daly, L. Fortier, H. J. Hirches, J. Michaud, R. E. H. Smith, S. Smith, W. O. Smith. 1998. Pathways of carbon cycling in the euphotic zone: the fate of large-sized phytoplankton in the northeast water Polynya. *Journal of Plankton Research* 20:1267-1291.
- Schernewski G., V. Podsetchine, T. Huttula. 2005. Effects of the flow field on small scale phytoplankton patchiness. *Nordic Hydrology* 36:85-98.
- Velasco L., V. Ardiles, G. Vilaclara, J. Alcocer. 2011. Sedimentación de las principales especies de fitoplancton en el Lago Alchichica, México. *En: Gío F. R., M. T. Rosales (eds). Interacciones en el Planeta Tierra. ICML, UNAM. México. pp. 161-173.*
- Vilaclara G., M. Chávez, A. Lugo, H. González, M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla state, México. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25:435-440.

2.8 Dinámica de la biomasa de invertebrados bentónicos en la zona profunda de un lago oligotrófico tropical

Hernández-Fonseca María del C.¹; Alcocer-Durand Javier²; Oseguera-Pérez Luis A.² y Escobar-Briones Elva G.³

¹Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, DF, México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.com

³Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, DF, México.

Resumen

El carbono que se fija fotosintéticamente en la zona productiva de los sistemas acuáticos eventualmente se exporta directa o indirectamente, después de pasar por la red trófica pelágica, a la zona bentónica profunda. Parte de este carbono sirve de alimento para la fauna bentónica y parte se integra al sedimento y eventualmente puede ser secuestrado. La zona bentónica profunda representa entonces un almacén de carbono. Sin embargo, el bentos profundo de los lagos ha sido poco estudiado, en particular el de los lagos tropicales. El objetivo del presente trabajo fue reconocer la cantidad de carbono que alcanza el sedimento así como la dinámica del almacén de carbono constituido por los invertebrados bentónicos de la zona profunda del lago Alchichica. El flujo de carbono promedio que alcanza el sedimento fue de $109.81 \pm 14.88 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. El ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda estuvo constituido sólo por dos taxa: el ostrácodo *Candona patzcuaro* y el quironómido *Chironomus austini*; su biomasa promedio fue de $16.84 \pm 30.95 \text{ mg C m}^{-2}$. Al respecto, la anoxia hipolimnética prolongada que se genera en el sistema durante el periodo de estratificación, junto con la presencia de sulfuro de hidrógeno (H_2S) son rasgos comunes de los lagos tropicales profundos (aún los oligotróficos). Estos factores limitan la colonización y/o persistencia de invertebrados bentónicos en la zona profunda y por lo tanto el consumo de carbono sedimentario por parte de los invertebrados así como su remineralización por microorganismos. Tales características convierten a estos lagos en sumideros naturales de carbono.

Palabras clave: bentos profundo, flujo de carbono sedimentario, lagos tropicales.

Abstract

The carbon that is photosynthetically fixed in the productive zone of the aquatic systems is eventually exported, directly or indirectly, to the benthic zone after passing through the pelagic trophic web. Part of this carbon constitutes food for the benthic fauna and the rest integrates with the sediment and could be eventually sequestered. The deep benthic zone becomes then in a carbon pool. However, the deep benthos of tropical lakes has been poorly studied. The goal of this research is to evaluate the amount of carbon reaching the sediment as well as the dynamics of the carbon pool constituted by the benthic invertebrates of the deep zone of Lake Alchichica. The average carbon flux reaching the sediments is $109.81 \pm 14.88 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. The benthic invertebrate assemblage was composed by two taxa: the ostracod *Candona patzcuaro* and the chironomid *Chironomus austini*; the average biomass was $16.84 \pm 30.95 \text{ mg C m}^{-2}$. A long period of hypolimnetic anoxia and the presence of hydrogen sulfide (H_2S) are

common features of deep tropical lakes (even those oligotrophic). Both factors constraint: a) the colonization and/or persistence of the benthic invertebrate assemblage and b) the remineralization of sedimentary carbon by microorganisms. Such characteristics turn deep tropical lakes in natural carbon sinks.

Introducción

Las estimaciones de los flujos de carbono en los sistemas acuáticos implican importantes interacciones entre diferentes hábitats, particularmente entre la zona pelágica y la bentónica (Anderson y Kumblad, 2006). Existen diversas fuentes energéticas que van a contribuir al desarrollo de la fauna bentónica en los lagos (Solomon *et al.*, 2008). La variación de la biomasa de los invertebrados bentónicos de la zona profunda se ha vinculado directamente con la sedimentación fitoplanctónica y el nivel trófico de los sistemas acuáticos lacustres (Dinsmore *et al.*, 1999). La fuente de carbono más importante para estos consumidores secundarios es la que proviene del fitoplancton (Chételat *et al.*, 2010) y se presenta mediante eventos de sedimentación masiva, generados principalmente por los florecimientos de diatomeas que representan una variación temporal muy importante en la disponibilidad de alimento en términos de cantidad y calidad (Jónasson, 1972). Los invertebrados bentónicos responderán rápidamente a esta entrada de materia orgánica fresca, cuya asimilación se reflejará en la dinámica poblacional de cada especie y estará íntimamente relacionada con las conductas tróficas o hábitos alimenticios de los organismos (Peters *et al.*, 2005).

El aprovechamiento de este recurso no necesariamente se manifiesta en términos numéricos, también puede ser utilizado como energía para crecimiento somático o maduración sexual de los organismos, lo cual será reflejado directamente en la biomasa de este nivel trófico (Goedkoop y Johnson, 1996). A medida que aumenta la materia orgánica, las condiciones alimenticias mejoran, pero al mismo tiempo aumentan los procesos de descomposición, lo que provocará el agotamiento de oxígeno en el sedimento (Jørgensen y Revsbech, 1985), reduciendo el espacio para que la fauna bentónica aerobia pueda existir, afectando la distribución vertical de las especies (Newrkla y Gunatilaka, 1982). Esta relación entre hábitats (pelágico-bentónico), determinará directamente la dinámica de las comunidades bentónicas profundas (Valiela, 1984). Sin embargo, tal dinámica ha sido pobremente estudiada en ambientes lénticos, por lo que su variación estructural, patrones temporales y espaciales son prácticamente desconocidos (Michiels y Traunspurger, 2004). Adicionalmente, la mayoría de los estudios al respecto se han realizado en lagos templados –son muy escasos los estudios en lagos tropicales- y predominan las investigaciones sobre invertebrados de la zona litoral. El flujo energético en comunidades bentónicas profundas ha sido pobremente investigado (Moore, 1981; Lindegaard, 1992; Gaedke, 1993; Rasmussen, 1993; Specziár y Bíró, 1998; Michiels y Traunspurger, 2004), en particular se desconocen las estimaciones cuantitativas de las contribuciones de carbono como fuente de energía para los invertebrados (Chételat *et al.*, 2010).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue reconocer la cantidad de carbono que alcanza el sedimento así como la dinámica del almacén de carbono constituido por los invertebrados bentónicos de la zona profunda del lago Alchichica.

Materiales y métodos

El presente estudio se llevó a cabo en el lago Alchichica (19°24.7' N, 97°24.0' W), localizado en la cuenca endorreica Oriental (4982 km²) en el extremo SE del Altiplano Mexicano, entre los estados de Puebla, Veracruz y Tlaxcala (Alcocer *et al.*, 2000; Filonov *et al.*, 2006). El lago posee una forma casi circular (2.3 km²) con una profundidad máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2006). Es un lago salino

(salinidad = $8.5 \pm 0.52 \text{ g l}^{-1}$; conductividad = $13 \pm 0.5 \text{ mS cm}^{-1}$) y de pH básico (8.7-9.2), cuyo aporte principal de agua es a través del manto freático. Se caracteriza por ser un lago monomíctico cálido con un periodo de mezcla durante la época fría seca (finales de diciembre o inicios de enero a finales de marzo o principios de abril) y permanece estratificado durante la época cálida de lluvia (Alcocer *et al.*, 2000).

El muestro se llevó a cabo durante 16 meses (octubre 2009 – diciembre 2010) en la zona profunda del lago (> 50 m), en la cual se midieron perfiles *in situ* de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de monitoreo de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS4 acoplado a un sistema de captura y almacenamiento de información marca Hydrolab modelo SVR4. La textura del sedimento se obtuvo por la técnica de tamizado en seco para las partículas gruesas (arenas) y de pipeteo en húmedo para las finas (limos y arcillas) (Folk, 1969). El contenido porcentual de materia orgánica y carbonatos del sedimento fue calculado con base en la técnica de pérdida en combustión (LOI) a 550 °C y 950 °C, respectivamente (Weber, 1973). Para evaluar los flujos de carbono total particulado (CTP) se emplearon trampas de sedimento que fueron recolectadas mensualmente. Se tomó una alícuota de cada trampa, se filtró y proceso para su posterior medición con ayuda de un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100. Para obtener la fauna bentónica se utilizó una draga tipo Ekman (0.0225 m² de área, 15 x 15 x 15 cm); las muestras fueron tomadas por triplicado en cada estación de muestreo. Cada muestra fue reducida en volumen con lavados *in situ* a través de una malla de 0.062 mm de apertura para retener tanto macro y meiofauna (Gray, 1981; Wetzel, 1981). Las muestras fueron fijadas con alcohol grado 96 adicionado con rosa de bengala como colorante vital (APHA-AWWA-WPCF, 1985). Los organismos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible con la ayuda de claves generales (Edmonson, 1959; Pennak, 1978) y especializadas para cada grupo (Epler, 2001; Meisch, 2000). Los organismos de cada especie se cuantificaron para calcular su densidad (ind·m⁻²). El cálculo de la biomasa se determinó por el método de biovolumen (Warwick y Price, 1979; Higgins y Thiel, 1988). El biovolumen (nl) se transformó a peso húmedo fijado, peso seco y carbono mediante los factores propuestos por Gerlach (1971), Feller y Warwick (1988) y Giere (1993), respectivamente. Las variables ambientales y biológicas fueron analizadas para comprobar su normalidad y homogeneidad; posteriormente se realizó una prueba de Friedman que corresponde a un análisis no paramétrico de varianza de dos vías para comparar las variables biológicas (densidad y biomasa) temporal y espacialmente. Para todas las pruebas antes mencionadas se realizó una transformación de datos Log₁₀ (n+1). En los casos en los que se determinaron diferencias significativas se realizó una prueba de Holm (1979) para realizar comparaciones múltiples y observar diferencias entre pares de medias. Finalmente, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple para identificar las variables medioambientales que contribuyen significativamente ($\alpha=0.05$) a la variación de la densidad y biomasa. Para este análisis se utilizó el programa SPSS (Versión 18.0).

Resultados y discusión

La zona profunda del lago Alchichica, se caracterizó por presentar sedimentos finos dominados por limos (arenas 4%, limos 72%, arcillas 23%) con alto contenido de materia orgánica ($34.7 \pm 3.5\%$) y carbonatos ($13.6 \pm 3.7\%$). A excepción del oxígeno disuelto y flujos de carbono, el resto de variables ambientales evaluadas (Cuadro 1) no mostraron diferencias significativas temporalmente ($p > 0.05$). La temperatura permaneció constante a lo largo del año con un promedio de $14.5 \pm 0.1^\circ\text{C}$; de manera similar, el pH se mantiene estable con 9.17 ± 0.14 .

Cuadro 1. Rango de variables ambientales (primer renglón) y promedio (segundo renglón) de la zona profunda del lago Alchichica (OD = oxígeno disuelto, Temp = temperatura, CTP = flujo de carbono total particulado, MO = materia orgánica sedimentaria, CO₃ = carbonatos sedimentarios, pH = potencial de hidrógeno)

OD	Temp	CTP	MO	CO ₃	pH
mg L ⁻¹	°C	mg m ⁻² d ⁻¹	%	%	unidades
0 – 5.84	14.41 – 14.70	181 – 772	29 – 42	6 – 25	8.79 – 9.55
3.88 ± 1.13	14.50 ± 0.10	304 ± 119	35 ± 3	13.57 ± 3.73	9.17 ± 0.14

Temporalmente la zona profunda sólo presenta oxígeno disuelto durante tres meses (febrero-abril). El promedio de los flujos de carbono fue de $304 \pm 119 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y temporalmente en el segundo muestreo del mes de mayo se presentó el valor mayor ($580 \pm 130 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), resultando ser significativamente diferente ($p < 0.05$) al resto del muestreo (Figura 1). Aunque existen variaciones temporales, se estimó que el flujo de carbono promedio que alcanza el sedimento fue de $110 \pm 15 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; valor que resulta superior a la de otros lagos oligotróficos que dan un promedio de $52 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Anderson y Kumblad, 2006). Esta fuente de carbono en el lago Alchichica es probablemente el resultado de los florecimientos de fitoplancton que ocurren en el sistema; un florecimiento invernal de diatomeas de talla grande, producto de la circulación y un florecimiento primaveral de cianobacterias al inicio del periodo de estratificación (Oliva *et al.*, 2001). Algunos estudios (Alcocer *et al.*, 2008) han mencionado que los florecimientos fitoplanctónicos en el lago no son consumidos en su totalidad en la columna de agua y por ende se sedimentan al fondo; Ardiles *et al.* (2012) encontraron que los flujos de diatomeas de Alchichica son superiores a los de otros lagos del mismo e incluso mayor estado trófico. Esto implica que el fitoplancton que se sedimenta representa un recurso alimenticio que está disponible para ser aprovechado por los invertebrados bentónicos de la zona profunda.

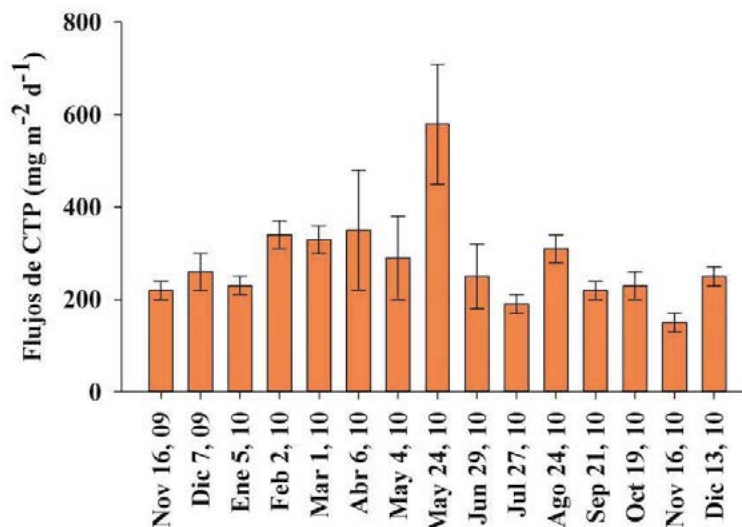


Figura 1. Variación de los flujos de carbono total particulado (CTP) en la zona profunda del lago Alchichica.

El ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda del lago Alchichica estuvo constituido por dos taxa, el ostrácodo *Candona patzcuaro* y el quironómido *Chironomus austini*. Esta riqueza taxonómica resulta ser baja comparada con otros estudios de lagos similares donde se han llegado a reportar hasta nueve taxa (p.ej., Jyväsjärvi *et al.*, 2009). La densidad promedio de todo el ensamble fue de $1197 \pm 1976 \text{ ind m}^{-2}$. Temporalmente, en marzo 2010 se observó el valor mayor con $3629 \pm 3564 \text{ ind m}^{-2}$ y en mayo 24 del 2009 el valor mínimo con $596 \pm 540 \text{ ind m}^{-2}$ (Figura 2).

La biomasa promedio del ensamble fue de $16.84 \pm 30.95 \text{ mg C m}^{-2}$. *C. patzcuaro* fue el taxón que contribuyó en mayor medida a la biomasa con un promedio de $11.83 \pm 13.55 \text{ mg C m}^{-2}$ (70.7%), mientras que *C. austini* aportó $4.89 \pm 27.33 \text{ mg C m}^{-2}$ (29.3%). Temporalmente, en abril del 2010 (Figura 3) se observó el valor mayor con $65.22 \pm 95.85 \text{ mg C m}^{-2}$ y en octubre del 2010 el valor mínimo con $5.9 \pm 3.39 \text{ ind m}^{-2}$.

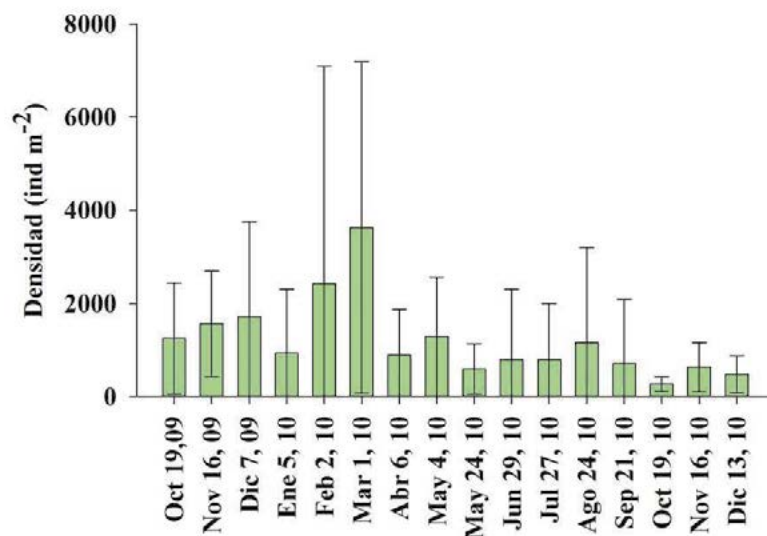


Figura 2. Variación de la densidad (promedio \pm desviación estándar) del ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda del Lago Alchichica.

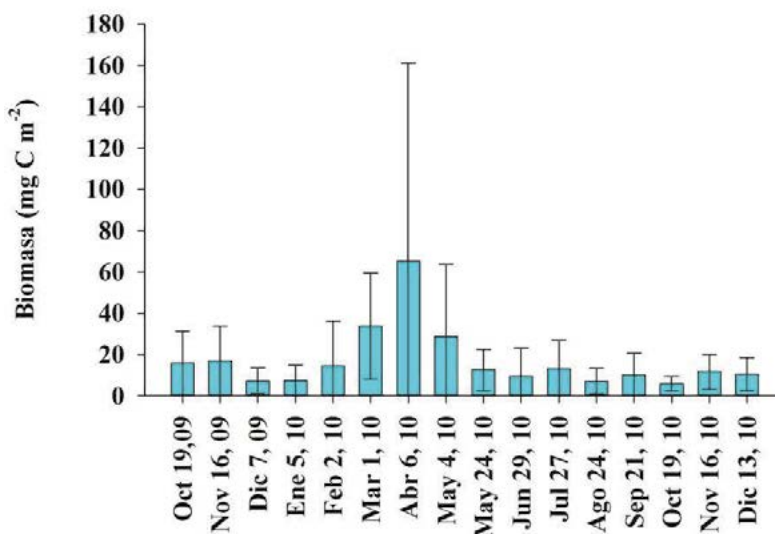


Figura 3. Variación de la biomasa (promedio \pm desviación estándar) del ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda del Lago Alchichica.

Tanto la densidad como la biomasa mostraron diferencias significativas temporales ($p < 0.05$), siendo marzo el mes que resultó ser diferente al resto del periodo por presentar los valores más elevados en dichas variables; sin embargo, ambas variables resultaron ser bajas comparadas con otros estudios de zonas profundas de lagos en donde se han registrado valores hasta de $200\,000 \text{ ind m}^{-2}$ y

5300 mg C m⁻² (p.ej., Jónasson *et al.*, 1990). Esta reducción en el número de taxa así como su densidad y biomasa se ha atribuido a los largos periodos de anoxia que prevalecen en la zona profunda (Moore, 1981; Ohtaka *et al.*, 2006), condición que puede ser altamente severa para la mayoría de los organismos, excepto para pocas especies tolerantes (Hamburger *et al.*, 2000).

El análisis de regresión múltiple sugirió que tanto la densidad (beta = 0.594, $p \leq 0.01$) como la biomasa (beta = 0.543, $p \leq 0.01$) del ensamble de la comunidad bentónica profunda tienen una relación directa con la concentración de oxígeno disuelto. El resto de las variables ambientales evaluadas no mostraron relación significativa alguna.

En este sentido, la presencia de invertebrados resultó ser favorecida en el periodo de circulación cuando la zona profunda ofrece condiciones favorables (presencia de oxígeno disuelto y alimento) y fue severamente afectada por la anoxia que se genera en el periodo de estratificación aunado a la presencia de elevadas concentraciones de H₂S (3.08 mg L⁻¹) gas tóxico y letal para la mayoría de los organismos (Strayer, 2009). Ambos factores limitan la supervivencia de los invertebrados bentónicos en la zona profunda y por lo tanto una colonización y/o persistencia exitosa. Las estrategias adoptadas por el bentos profundo de Alchichica ante la anoxia hipolimnética son: emerger como adultos en el caso de los quironómidos (Prat *et al.*, 1992) y desarrollar alguna estrategia adaptativa como entrar en diapausa en el caso de los ostrácodos (Modig y Olafsson, 1998).

Conclusiones

Aunque la zona profunda del lago Alchichica recibe una importante cantidad de carbono derivada de los florecimientos fitoplanctónicos (especialmente diatomeas) lo cual constituye una fuente potencial de alimento, representa un sitio hostil para el desarrollo de la fauna bentónica por presentar un periodo prolongado de anoxia y concentraciones elevadas de H₂S. Esto implica que los invertebrados bentónicos no pueden aprovechar en su totalidad los recursos exportados de la zona pelágica a la bentónica, resultando en una baja eficiencia de transferencia de energía; lo cual convierte a este sistema en un sumidero natural de carbono.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM. Asimismo, los autores agradecen a María Rieradevall por la identificación del quironómido y a Armando Rodríguez, David Pineda, León F. Álvarez y Vania J.J. Pérez 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.
- Alcocer J., E. Escobar, L. A. Oseguera. 2008. Acoplamiento pelágico-bentónico: respuesta de la zona bentónica profunda a la sedimentación del florecimiento invernal de diatomeas en el lago oligotrófico Alchichica, Puebla, México. *Hidrobiológica* 18:115-122.
- APHA-AWWA-WPCF. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Nueva York. 1193 pp.
- Anderson E., L. Kumblad. 2006. A carbon budget for an oligotrophic Clearwater lake in mid-Sweden. *Aquatic Science* 68:52-64.

- 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.
- Chételat J., L. Cloutier, M. Amyot. 2010. Carbon sources for lake food webs in the Canadian High Arctic and other regions of Arctic North America. *Polar Biology* 33:1111-1123.
- Dinsmore W. P., J. G. Scrimgeour, E. Prepas. 1999. Empirical relationships between profundal macroinvertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada. *Freshwater Biology* 41:91-100.
- Edmonson E. 1959. *Fresh-water biology*. John Wiley and Sons. New York. 1248 pp.
- Epler J. H. 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Spec. Publ. SJ 2001-SP 13. North Carolina Dept. Envir. Nat. Resources, Raleigh, NC and Sr. Johns Water Management District. Florida. 526 pp.
- Feller J. R., R. M. Warwick. 1988. Energetics. *In*: Higgins R. P., H. Thiel (eds) *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press. Washington DC. pp. 181-196.
- 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, DOI: 10.1029/2006GL025901.
- Folk R. L. 1969. *Petrología de rocas sedimentarias*. UNAM. México. 405 pp.
- Gaedke U. 1993. Ecosystem analysis based on biomass size distribution: a case of a plankton community in a large lake. *Limnology and Oceanography* 38:112-127.
- Gerlach S. A. 1971. On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecología* 6:176-190.
- Giere O. 1993. *The microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag. Hamburgo: 328 pp.
- Goedkoop W., R. K. Johnson. 1996. Pelagic-benthic coupling: Profundal benthic community response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 41:636-647.
- Gray J. S. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge Studies in Modern Biology 2. Cambridge University Press. Cambridge. 185 pp.
- Hamburger K., P. C. Dall, C. Lindegaard, I. B. Nilson. 2000. Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment. Field and laboratory studies on the benthic fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 432:173-188.
- Higgins R. P., H. Thiel. 1988. *Introduction of meiofauna*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C. 488 pp.
- Holm S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65-70.
- Jónasson P. M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Supplement* 14:1-148.
- Jónasson P. M., C. Lindegaard, P. C. Dall, K. Hamburger, H. Adalsteinsson. 1990. Ecosystem studies on temperate Lake Esrom and the subarctic Lakes Mývatn and Thingvallavatn. *Limnologica* 20:259-266.
- Jørgensen B. B., N. P. Revsbech. 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnology and Oceanography* 30:111-122.
- Jyväsjarvi J., K.T. Tolonen, H. Hämäläinen. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66:589-601.
- Lindegaard C. 1992. The role of zoobenthos in energy flow in deep, oligotrophic Lake Thingvallavatn, Iceland. *Hydrobiologia* 243/244:185-195.
- Meisch C. 2000. *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 522 pp.
- Michiels I. C., W. Traunspurger. 2004. A three year study of seasonal dynamics of a zoobenthos community in a eutrophic lake. *Nematology* 6:655-669.
- Modig H., E. Olafsson. 1998. Responses of Baltic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229:133-148.
- Moore J. W. 1981. Factors influencing the species composition, distribution and abundance of benthic invertebrates in the profundal zone of a eutrophic northern lake. *Hydrobiologia* 83:505-510.
- Newrkla P., A. Gunatilaka. 1982. Benthic community metabolism of three Austrian, pre-alpine lakes of different trophic conditions and its oxygen dependency. *Hydrobiologia* 92:531-536.
- Ohtaka A., M. Nishino, T. Kobayashi. 2006. Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology* 7:237-242.
- 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.
- Pennak W. R. 1978. *Fresh-water Invertebrate of United States*. J. Wiley, New York. 803pp.
- Peters E. T. H. M., R. Gylstra, J. H. Vos. 2005. Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia* 519:103-115.



- Prat N., M. Real, M. Rieradevall. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica* 8:221-230.
- Rasmussen J. B. 1993. Patterns in the size structure of littoral zone macroinvertebrate communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42:1418-1422.
- Solomon C. T., S.R. Carpenter, J. J. Cole, M. L. Pace. 2008. Support of benthic invertebrates by detrital resources and current autochthonous primary production: results from a whole-lake ¹³C addition. *Freshwater Biology* 53:42-54.
- Specziár A., P. Bíró. 1998. Spatial distribution and short-term changes of benthic macrofauna in Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia* 389:203-216.
- Strayer D. L. 2009. Benthic invertebrate Fauna, Lakes and Reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters* 2:191-204.
- Valiela I. 1984. *Marine Ecological Processes*. Springer. Nueva York. 546pp.
- Warwick R. M., R. Price. 1979. Ecological and metabolic studies of free-living nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine and Coastal Marine Science* 9:257-271.
- Weber C. I. 1973. Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents. Macroinvertebrates. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. 38 pp.
- Wetzel R. G. 1981. *Limnología*. Omega. Barcelona, España. 680 pp.

2.9 Variación horizontal de los flujos de carbono particulado en un lago tropical

Pascoe-Orrala Tania¹; Alcocer-Durand Javier² y Oseguera-Pérez Luis A.²

¹Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, C.P. 04510, Delegación Coyoacán, DF, México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México.

Resumen

Actualmente, el papel que juegan los cuerpos epicontinentales en el balance local y global de carbono se ha considerado poco importante. Aunque la dinámica temporal y vertical de estos flujos es fundamental, se desconoce la variación horizontal en lagos tropicales y menos aún en México. Con el fin de contribuir al entendimiento sobre el impacto que tienen los lagos tropicales a nivel local se colocaron a lo largo de un transecto longitudinal (centro-orilla) cuatro estaciones equidistantes, cada una con un sistema de trampas de sedimento para evaluar la variación horizontal de los flujos de carbono total particulado (CTP), materia total particulada (MTP) y componentes de materia total particulada (CMTP) en el lago oligotrófico tropical Alchichica. La variación de los flujos de COP fue de 181 a 772 mg m⁻² d⁻¹ y para la MTP de 609 a 4460 mg m⁻² d⁻¹. Temporalmente, los mayores flujos se presentaron durante la estratificación temprana (abril a junio) resultado del florecimiento invernal de los meses anteriores. Espacialmente, en las estaciones cercanas a la orilla se midieron los mayores flujos COP y MTP que en las centrales, las diferencias más significativas estuvieron igualmente relacionadas con la temporada del florecimiento invernal; durante el resto del año las diferencias entre las estaciones fueron de menor magnitud. Los flujos medidos en este estudio fueron mayores a los reportados en trabajos anteriores.

Palabras clave: flujos de carbono particulado, México, lago tropical, lago oligotrófico.

Abstract

The role inland waters play in the global and local carbon balance is considered to be of minor relevance. Although the temporal and vertical dynamics of carbon fluxes is fundamental, the horizontal variation is poorly known in tropical lakes, particularly in Mexico. With the aim of better understand the role tropical lakes play in the regional carbon cycle, we deploy equidistantly four sediment trap stations along a center-shore transect in tropical Lake Alchichica. We measured total particulate carbon (TPC), total particulate matter (TPM) and the constituents of the particulate matter (TPMC). The POC fluxes ranged between 181 and 772 mg m⁻² d⁻¹ and the TPM fluxes between 609 and 4460 mg m⁻² d⁻¹. Temporally, the highest fluxes were found during the onset of the stratification (April-June) as an outcome of the winter diatom bloom. Spatially, the stations closer to the shore displayed the highest POC and TPM fluxes when compared with the central stations. The highest differences were found after the winter phytoplankton bloom while the rest of the year the fluxes were comparable. Measured fluxes in the present study were higher than those found in previous reports.

Introducción

El estudio de estos procesos en el ciclo de carbono resulta imprescindible para entender cambios en el ambiente, tanto locales como regionales, así como el conocimiento de procesos relacionados como el

secuestro de carbono (Cole *et al.*, 2007). Conocer las rutas de estos fenómenos es importante para entender más ampliamente el funcionamiento del ecosistema.

Conocer más ampliamente la dinámica de carbono particulado en cuerpos acuáticos es necesario para un mejor entendimiento del balance en el ciclo del carbono a nivel local y regional, además de reconocer del papel que juegan los lagos tropicales oligotróficos dentro de éste. Se relaciona a las variaciones de CO₂ atmosférico global con los flujos de carbono en sistemas acuáticos. La dinámica del carbono particulado y sus componentes ha sido asociada, tanto en sistemas marinos como en epicontinentales a florecimientos fitoplanctónicos y se considera una vía potencial de exportación de seston a la zona profunda (Oseguera *et al.*, 2011).

Se ha reportado que las características fenotípicas del fitoplancton contribuyen a definir las rutas de transferencia del carbono (Legendre, 1999). En el lago Alchichica, estas transferencias son marcadas por dos florecimientos fitoplanctónicos principales, ubicados en dos épocas por las que se distingue la hidrodinámica del lago. El primer florecimiento se da en mezcla, de finales de diciembre a marzo, y se caracteriza por el crecimiento masivo de la diatomea central *Cyclotella alchichicana* (Oseguera *et al.*, 2011) el segundo se sitúa en la etapa de estratificación, comprende el resto del año, y es dominado por la cianobacteria *Nodularia spumigena* (Oliva *et al.*, 2009).

Estudios hechos en la parte central y más profunda del lago reportan, para la diatomea *C. alchichicana* (célula de 35-63 µm) como especie más abundante contabilizada en trampas de fondo durante todo el año, lo cual se debe principalmente a su rápida sedimentación por su tamaño, peso de sus frústulos silíceos y baja presión de depredación (Velasco *et al.*, 2011). Para el caso de *N. spumigena*, según lo reportado por Oseguera *et al.*, (2011), se encontró que la mitad de lo generado en la superficie llega al fondo del lago Alchichica debido a su flotabilidad positiva; lo que sugiere que el resto del material orgánico es arrastrado por el viento hacia la orilla. Razón por la cual se infiere que los flujos de carbono particulado se incrementarán del centro hacia la orilla del lago (variación horizontal) producto del transporte del material biológico que llevan a cabo las corrientes generadas por el viento, particularmente de *Nodularia spumigena*. De ésta manera se generaría un aporte importante de material sedimentado, potencial para ser secuestrado en zonas profundas, pero de una manera diferencial del centro a la orilla. Por lo que el objetivo de este estudio fue determinar si existen diferencias en la dinámica temporal y espacial de los flujos de carbono total particulado (CTP) y de la materia total particulada (MTP) en un gradiente del centro a la orilla, así como reconocer a sus constituyentes principales.

Materiales y métodos

El presente estudio se llevó a cabo en el lago Alchichica, Puebla, dentro la cuenca endorreica Oriental en el extremo SE del Altiplano Mexicano (19°24.7' N; 97°24.0' O; 2350 m s.n.m.). Este lago es tropical, monomítico, con una época de mezcla que comprende de finales de diciembre o inicios de enero a finales de marzo o principios de abril y la estratificación que se presenta el resto del año (Alcocer *et al.*, 2000); esta última se subdivide en los periodos: temprana (de abril a junio), bien establecida (de julio a septiembre) y tardía (de octubre a principios de diciembre) (Adame *et al.*, 2008). Alchichica es uno de los lagos más profundos de México (40.9 m profundidad media y 62 m máxima) (Filonov y Alcocer, 2002), con una superficie de 2.3 km²; el agua contenida es salina (8.5 g L⁻¹), alcalina (pH = 8.7-9.2) y su abastecimiento principal es del manto freático. Los vientos en esta zona son de 7.5 m s⁻¹ generalmente todo el año (Oseguera *et al.*, 2010).

El trabajo de campo se realizó durante un ciclo anual (2010) con muestreos mensuales. Se designaron cuatro estaciones, aproximadamente equidistantes, entre el centro del lago y la línea de costa (E1, 62 m; E2, 61 m; E3, 60 m y E4, 50 m de profundidad); cada estación estuvo compuesta por

dos trampas de acrílico marca KC- Denmarck de 74 mm de diámetro interno, 450 mm de longitud, 1.9 L de volumen y con una proporción de largo-diámetro mayor a seis, la cual garantiza que el material capturado no se resuspenda y que es la recomendada para aguas con corriente baja (Bloesch, 1994). El material capturado se filtró a través de una malla de 100 μm para eliminar zooplancton. La evaluación del flujo de carbono total particulado (FCTP) se realizó por duplicado con un equipo de filtración marca Millipore® usando filtros Whatman tipo GF/F de 13 mm de diámetro (0.7 μm de retención nominal) pre calcinados (500 °C, 4 hrs). Posteriormente, se secaron en un horno Lab-Line Instruments a una temperatura de 60 °C por 48 horas y se procesaron con un analizador elemental (Carbo Erba®, modelo NC100). Para el flujo de materia total particulada (FMTP), la filtración se realizó con equipos de filtración marca Millipore® con filtros de 47 mm pre calcinados y pesados a temperatura ambiente con ayuda de una balanza analítica marca Mettler Toledo®. Después de la filtración los filtros se secaron (60 °C, 48 hrs.) y se pesaron nuevamente a temperatura ambiente. Las fórmulas utilizadas para los flujos se determinaron de acuerdo a Karl *et al.*, (1991). Para la identificación de los componentes de la MTP se siguió el método de Utermöhl (1958) y se contabilizó el porcentaje relativo de los constituyentes del material sedimentado con ayuda de un microscopio invertido marca LEICA®. El software empleado fue para el análisis estadístico fue IBM-SPSS Statistics Versión 20.

Resultados y discusión

Los FCTP variaron de 181 a 772 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Fig. 1.A) con un promedio global de $278 \pm 113 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y para los FMTP el rango fue de 157 a 4480 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Figura 1.B) con una concentración promedio anual de $1580 \pm 880 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Cuadro 1). A pesar de que en este trabajo se usaron los FCTP se comparan con flujos de COP ya que el aporte de CIP es menor al 10% del total de los flujos. Los FCTP fueron similares o mayores a los encontrados en otros lagos con un estado trófico similar. Cotner *et al.* (2004) encontraron un intervalo de 60 a 90 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para el lago Superior, el cual es menor al registrado en Alchichica. Los flujos de COP encontrados en los lagos oligotróficos Maggiore y Mergozzo (145-170 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y 80-160 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente) fueron similares a los encontrados en Alchichica, sin embargo, la exportación del COP hacia el fondo en ambos lagos se da principalmente a través de agregados de gran tamaño ($> 10 \mu\text{m}$) formados por materia tanto orgánica (fitoplancton) como inorgánica (Callieri 1997; Callieri *et al.*, 1991).

La dinámica temporal de los FCTP y FMTP responde a los florecimientos fitoplanctónicos que están relacionados con la hidrodinámica del lago. Los máximos valores los FCTP para las cuatro estaciones se presentaron durante la estratificación temprana (mayo) mientras que para los FMTP se observaron a finales de la etapa de mezcla (marzo) (Figura 1, Cuadro 1). En el caso de los FCTP se asocian con el florecimiento de la cianobacteria *Nodularia spumigena* y los elevados FMTP con el florecimiento invernal de diatomeas. Estos resultados coinciden con lo reportado por Velasco *et al.* (2011) quienes encuentran que los máximos flujos de fitoplancton están relacionados con los dos florecimientos fitoplanctónicos.

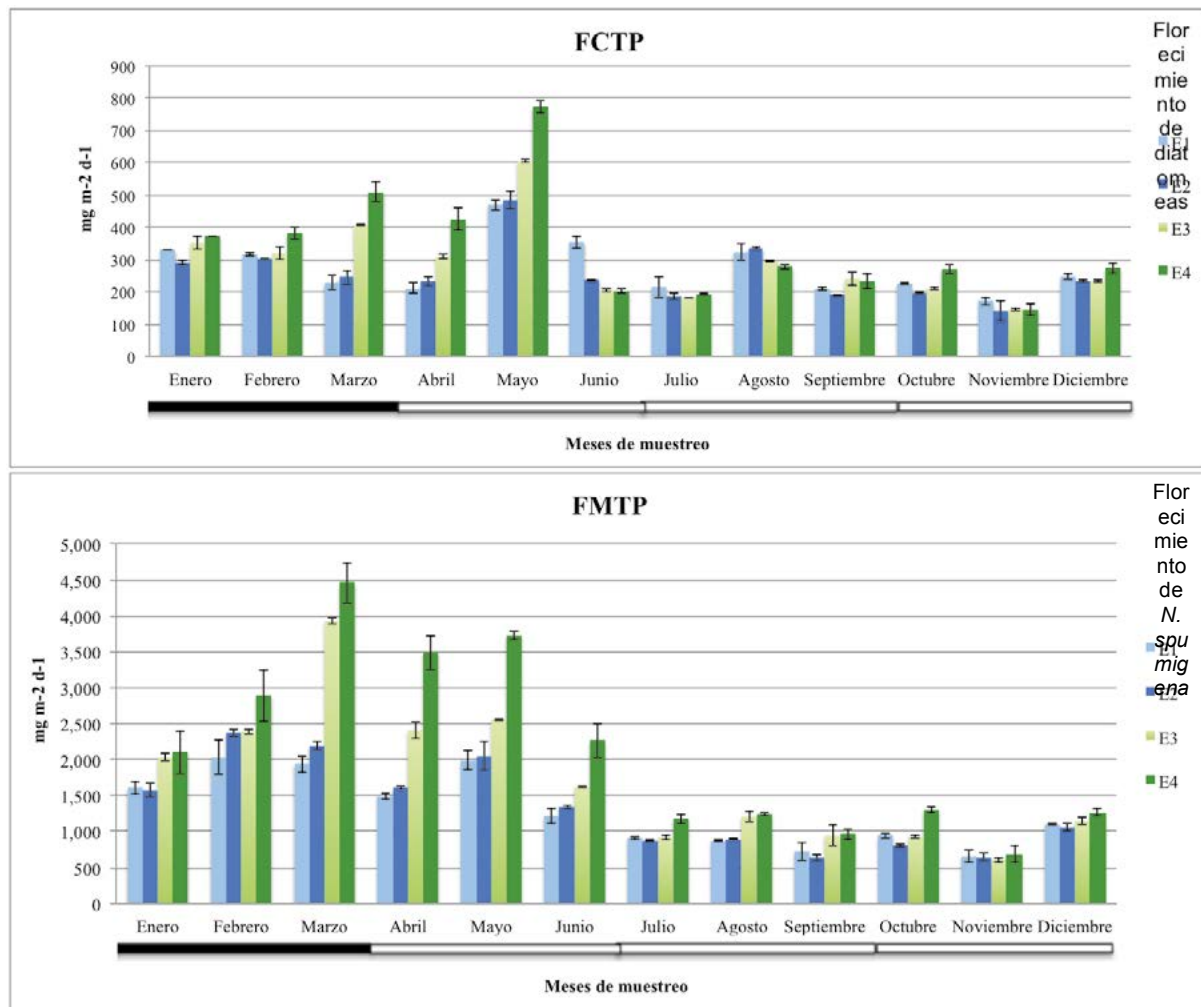


Figura 1. Flujos de CTP (A) y MTP (B) desglosados por estación (E1, E2, E3 y E4) en el lago Alchichica. Las barras blancas debajo de los meses significan la etapa de estratificación y las negras mezcla.

Especialmente los mayores FCTP se encontraron en la estación cuatro durante la circulación, en la estratificación temprana en la bien establecida mientras que los FMTP más elevados siempre se encontraron en la estación cuatro (Figura 1A, Cuadro1). Bloesch y Uehlinger, (1986) también encontraron que los flujos de carbono y MTP son mayores a la orilla del lago y atribuyen esta diferencia a la resuspensión y lavado de la zona litoral. Sin embargo, en Alchichica no se presenta esto ya que la zona litoral está aislada de la zona pelágica por un cinturón de estromatolitos, lo cual evita que haya lavado y resuspensión de sedimentos de esta zona. Adicionalmente, al observar el material capturado en las trampas se puede constatar que es de origen biogénico, constituido en gran parte por diatomeas en buenas condiciones.

La mayor diferencia entre estaciones se presentó en marzo y abril siendo casi el doble el flujo de CTP y MTP de la estación de la orilla con respecto a la del centro (Figura 1). La sedimentación durante estos meses es consecuencia del florecimiento de invernada de diatomeas. Bloesch (1982) encontró que en lago Erie el COP y la MTP eran transportados horizontalmente provocando una diferencia en la sedimentación de las estaciones de la orilla y el centro. Algo similar puede estar ocurriendo en Alchichica, ya que al realizar las observaciones del material capturado en las trampas se pudo observar

que la proporción de diatomeas y frústulos vacíos en las cuatro estaciones fue similar. Lo anterior significa que hay una mayor sedimentación de diatomeas hacia la orilla del lago.

Durante mayo y junio también se observó una diferencia entre la estación del centro y la de la orilla. Esta diferencia se puede atribuir al florecimiento primaveral de la *N. spumigena* ya que, al igual que otras cianobacterias, presentan aerotopos que les permiten flotar y permanecer cerca de la superficie (Bianchi *et al.*, 2002) dificultando su exportación al fondo. En la capa superficial las cianobacterias son arrastradas por el viento hacia la orilla de los lagos. Schernewski *et al.* (2005) observaron un fenómeno similar en el lago Belau, Alemania, y encontraron que entre más flotabilidad tenían las cianobacterias, más se acumulaban en la orilla. A pesar de que en las observaciones hechas al microscopio no muestran una diferencia significativa en el aporte de *N. spumigena* entre las cuatro estaciones, si existe una sedimentación mayor de esta cianobacteria a la orilla del lago ya que existe una gran diferencia en la magnitud de los FCTP y FMTP de la orilla al centro.

Cuadro 1. Totales y porcentajes relativos (%r) por temporada y por estación de los flujos de carbono total particulado (FCTP) y materia total particulada (FMTP) \pm desviación estándar (D. E.) de acuerdo a la estructura térmica del lago Alchichica en las estaciones uno, dos, tres y cuatro. En negritas se muestran los valores máximos

Temporada	Estación	FCTP mg m ⁻² d ⁻¹	D. E.	%r	FMTP mg m ⁻² d ⁻¹	D. .E.	%r
Mezcla	1	873	55		5,597	227	
	2	837	30		6,161	417	
	3	1,080	45	29	8,381	1,007	39
	4	1,261	76		9,489	1,202	
Estratificación temprana	1	1,035	129		3,378	388	
	2	955	144		5,016	356	
	3	1,118	207	32	6,619	504	32
	4	1,399	288		9,524	786	
Estratificación bien establecida	1	746	65		2,511	98	
	2	712	85		2,409	144	
	3	716	57	21	3,071	162	15
	4	702	42		3,388	141	
Estratificación tardía-2	1	634	40		2,715	221	
	2	558	47		2,514	211	
	3	591	52	18	2,695	270	15
	4	673	74		3,268	344	
		Promedio global			Promedio global		
Total		278	113	100	1,580	880	100

Conclusiones

La dinámica temporal del lago Alchichica para los flujos de MTP y CTP estuvo dominada por las dos grandes épocas mezcla y estratificación. Las magnitudes mayores estuvieron relacionadas a los dos florecimientos del lago el invernal de diatomeas (*C. alchichicana*) y el primaveral de cianobacterias (*N. spumigena*). Se confirma que existe una variación horizontal entre las estaciones analizadas, registrada por un incremento en las magnitudes de los flujos de CTP y MTP de las estaciones cercanas a la orilla del lago.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a este trabajo por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de



Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM. Asimismo, los autores agradecen a Armando Rodríguez, David Pineda, León F. Álvarez y Vania J.J. Pérez por su apoyo en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Adame M. F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer J., A Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implication in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Bianchi T. S., C. Rolff, B. Widbom, R. Elmgren. 2002. Phytoplankton pigments in Baltic sea seston and sediments: seasonal variability, fluxes, and transformations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 369-383.
- Bloesch J. 1982. Inshore-offshore sedimentation differences resulting from resuspension in the eastern basin of Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 9:748-759.
- Bloesch J. 1994. A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia* 284:13- 18.
- Bloesch J., U. Uehlinger. 1986. Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnology and Oceanography* 31:1094-1109.
- Callieri C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in lake Maggiore, a large deep lake in Northern Italy. *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia* 56:37-50.
- Callieri C., C. Bertoni, C. De Marco, M. Contesini. 1991. Settling flux and sinking velocity of seston in Lago Di Mergozzo (Northern Italy) and influence of microbial activity on the decomposition of entrapped organic material.
- Cole J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caracao, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, J. Melack. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*.
- Cotner J. B., B. A. Biddanda, W. Makino, E. Edgard. 2004. Organic carbon biogeochemistry of lake Superior", *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7:451-464.
- Filonov A., J. Alcocer. 2002. Internal waves in a tropical crater-lake: Alchichica, Central México. *Verh. Intr Verein. Limnologie*. 28:1857-1860.
- Karl D. M., D. V. Hebel, C. Winn. 1991. Procedures for Particulate carbon, nitrogen, phosphorous and total mass analysis used in the US-JGOFS Hawaii ocean time-series program. 71-77 pp. *In: Marine particles: Analysis and characterization* (eds) Hurd DC., Spencer DW. Geophysical Monograph 63. American Geophysical Union, Washington.
- Legendre L. 1999. Environment fate of biogenic carbon in lakes. *Japanese Journal of Limnology* 60:1-10.
- Oliva M. G., J. Alcocer, A. Lugo, L. Peralta, L. Oseguera. 2009. Planktonic bloom-forming *Nodularia* in the saline lake Alchichica, México. *ISSLR 10th International Conference and FRIENDS of Grate Salt Lake 2008 Forum*.
- Oseguera L., J. Alcocer, G. Vilaclara. 2010. Relative importance of dust inputs and aquatic biological production as sources of lake sediments in an oligotrophic lake in a semi-arid area. *Earth Surface Processes and Landforms* 36:419-426.
- Oseguera L., J. Alcocer, L. Peralta. 2011. Flujo de carbono particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. *En: Interacciones del Planeta Tierra. Gío-Argáez F. Raúl, R. Hoz M.T. Leticia* (eds). ICMYL, UNAM. pp. 141-150.
- Schernewski G., V. Podsetchine, T. Huttula. 2005. Effects of the flow field on small scale phytoplankton patchiness. *Nordic Hydrology* 36:85-98.
- Utermöhl H. 1958. "Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodick". *Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limniologie* 9:1-38.
- Velasco L., V. Ardiles, J. Alcocer. 2011. "Sedimentación de las principales especies de fitoplancton en el lago de Alchichica, México". *En: Gío-Argaez R., M. T. L. Rosales* (eds). *Interacciones en el Planeta Tierra*. ICMYL, UNAM. pp. 161-173.

2.10 Ciclo anual de la producción primaria del fitoplancton en la zona costera, SW de la Península de Baja California, México

Cervantes-Duarte Rafael¹; Gaxiola-Castro Gilberto²; López-López Silverio¹; Aguirre-Bahena Fernando¹; Futema-Jiménez Sonia¹; Barrera-González Francisco¹; García-Romero Felipe¹ y De La Cruz-Orozco Martín²

¹CICIMAR-IPN, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n Col Playa Palo de Santa Rita, C.P. 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

Autor para correspondencia: rcervan@ipn.mx

²CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana Número 3918 Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

Resumen

Durante el 2012 se realizaron muestreos mensuales en un sitio ubicado en 24.5° N y 112.1° W, con el propósito de analizar la variación de la producción primaria del fitoplancton (PPF) en la zona eufótica, y su relación con las variables ambientales. La PPF fue medida por el método de ¹⁴C mediante incubaciones *in situ* de 2 h en cinco niveles de irradiancia (100, 33, 10, 3 y 1%), y adicionalmente se midieron nutrientes (nitrito, nitrato, amonio, fosfato, silicato), Oxígeno disuelto, clorofila-*a*, y se realizaron perfiles verticales de temperatura y salinidad en la columna de agua. Durante el año se observó, un periodo de mezcla (febrero a julio), con agua más fría, densa y alto contenido de nutrientes, respecto al periodo de estratificación (agosto a enero), con agua cálida, con bajos nutrientes y una zona eufótica más profunda. La PPF presentó un valor promedio de 1.72 g C m⁻² d⁻¹ (58% CV), el valor más alto correspondió al mes de junio (4.71 g C m⁻² d⁻¹) y el menor a diciembre (0.44 g C m⁻² d⁻¹). Típicamente en esta región, las surgencias costeras son el mecanismo principal de aporte de nutrientes a la zona costera, siendo más intensas en el periodo de marzo a junio, sin embargo, el aumento en la biomasa de fitoplancton (clorofila-*a*) y la producción primaria, ocurre posterior a éste periodo. La estabilidad de la columna de agua, la luz disponible, y los nutrientes son algunas causas probables de limitación de la PPF en el área de estudio.

Palabras clave: carbono orgánico de fitoplancton, nutrientes, clorofila-*a*, surgencias costeras.

Abstract

During the 2012 monthly sampling was carried out at a site located at 24.5° N and 112.1° W, with the purpose of analyzing the variation of the primary production of phytoplankton (PP) in the zone euphotic, and its relationship to environmental variables. PP was measured by ¹⁴C incubations *in situ* method during 2 h in five levels of irradiance (100, 33, 10, 3 and 1), and in addition were measured nutrients (nitrite, nitrate, ammonium, phosphate, silicate), dissolved oxygen, chlorophyll-*a*, and continuous vertical profiles of temperature and salinity in the water column. During the year it was observed a period of mixing (February - July), with water coldest, dense and high content of nutrients, and the other stratification period (August to January), with warm water, low nutrient and a deeper euphotic zone. PP showed an average value of 1.72 g C m⁻² d⁻¹ (58% CV), the highest value corresponded to the month of June (4.71 g C m⁻² d⁻¹) and the lowest December (0.44 g C m⁻² d⁻¹). Typically in this region, the coastal upwelling is the main mechanism of transport of nutrients to the coastal zone, being more intense in the period from march to June, however, the increase in the biomass of phytoplankton (chlorophyll-*a*) and primary production, occurs after this period. The

stability of the water column, available light, and nutrients are some likely causes of limitation of the PP in the study area.

Key words: organic carbon of phytoplankton, nutrients, chlorophyll-*a*, coastal upwelling.

Introducción

El fitoplancton oceánico juega un papel importante en el ciclo de carbono global y en los presupuestos de energía, por lo que los cambios en su composición y/o concentración son de interés, especialmente en el contexto del debate del cambio climático global (Kahru *et al.*, 2012). Las corrientes de frontera Este, como California, Perú, Canarias y Benguela, muestran una alta productividad como un resultado de las surgencias de agua rica en nutrientes, conducidas por el efecto del viento hacia el ecuador a lo largo de la línea de costa, norte-sur (Hill *et al.*, 1998). Entre ellos, la frontera este del Océano Pacífico Norte subtropical, es uno de los sistemas de surgencia mejor estudiados del mundo (Castro *et al.*, 2011). El área más al sur del Sistema de la Corriente de California (SCC), ubicado entre los cabos Punta Eugenia (28° N) y San Lucas (22° N), es llamado “Southern Baja” (Kahru y Mitchell 2001) (Figura 1). En esta zona las aguas de la Corriente de California se juntan con aguas tropicales, más salinas y más cálidas (Lynn y Simpson, 1987), y el área frontera entre ellas, de transición templado-tropical (Lluch-Belda *et al.*, 2003), presenta una variabilidad zonal en escalas de tiempo estacional y mayores (Castro *et al.*, 2011). En el área de California, las correlaciones entre la producción primaria y variables oceanográficas permanecen poco comprendidas (Botsford *et al.*, 2006; Pennington *et al.*, 2006; Rykaczewski y Checkley, 2008). En particular, hay muy escasa información de mediciones *in-situ* en la sub-área Southern Baja (0-100 km fuera de la costa) (Murillo-Murillo *et al.*, 2013), donde las surgencias llegan hasta la línea de costa. Los programas de investigación como California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations (CalCOFI) e Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) en su cobertura no incluyen la región costera más sureña ($\approx 25^\circ$ N y < 20 km de la línea de costa); por lo que la información oceanográfica, incluyendo la producción primaria es necesaria. Por consiguiente el propósito del presente estudio es investigar el ciclo anual de la producción primaria de fitoplancton en relación con las masas de agua y la disponibilidad de nutrientes en la zona.

Material y métodos

En el periodo de enero a diciembre de 2012 se realizó un monitoreo mensual de la columna de agua, en una estación fija (24.5° N y 112.1° W; 85 m de profundidad) (Figura 1). En cada muestreo se realizaron perfiles verticales de temperatura y salinidad mediante un CTD Sea Bird SBE-19 plus a bordo de la embarcación de investigación CICIMAR XXX. Asimismo, se tomaron muestras de agua de mar con botellas tipo Niskin 5-L General Oceanic, a cinco diferentes niveles de profundidad de irradiancia. Los porcentajes de los niveles de irradiancia de 100, 33, 10, 3 y 1% fueron calculados a partir de la transparencia del agua medida en metros utilizando un disco de Secchi.

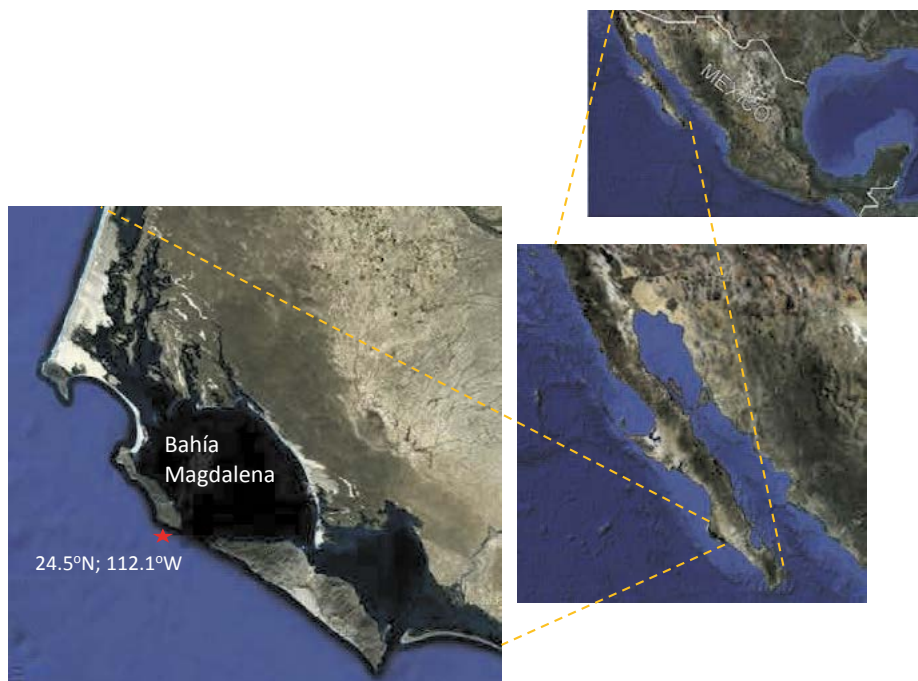


Figura 1. Localización del sitio de muestreo.

Las sub-muestras para Oxígeno disuelto fueron tomadas y fijadas en botellas de vidrio y colocadas en una caja oscura hasta ser analizadas al día siguiente. Para la determinación de las concentraciones de nutrientes inorgánicos (nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y silicatos) y clorofila-*a*, fueron tomadas en botellas de plástico de 2-L y colocadas en una hielera a 4 °C hasta su análisis. Las sub-muestras para producción primaria fueron tomadas por duplicado y colocadas en botellas de policarbonato de 250 mL y junto a una botella oscura, inoculadas con 5 μCi $\text{NH}^{14}\text{CO}_3$; posteriormente las botellas fueron incubadas *in situ* a los niveles de porcentaje de irradiancia durante dos horas al medio día, de acuerdo al método descrito por Steeman-Nielsen (1952). Después de la incubación las muestras fueron filtradas con filtros GN-6 Nuceopore de 0.45 μm de poro. Los filtros fueron colocados en viales de centelleo líquido de 20 mL con 5 mL de HCl al 10% por tres horas para excluir el $\text{NH}^{14}\text{CO}_3$ no fijado por fotosíntesis; posteriormente se agregaron 10 mL de cocktail de centelleo (Ecolite) y almacenadas hasta su análisis.

La concentración de Oxígeno disuelto fue determinada por el método Winkler (Strickland y Parsons, 1972). Las muestras para clorofila-*a* fueron filtradas al vacío a través de filtros GFF de 25 mm de diámetro. El filtrado fue colectado en botellas de plástico para los análisis de nutrientes. Los análisis de clorofila-*a* fueron realizados por extracción con acetona al 90% por 24 horas en refrigeración y analizados con un espectrofotómetro Spectronic Genesis 2. El nitrito, nitrato, amonio, fosfato y silicato fueron analizados por espectrofotometría (Strickland y Parsons, 1972). Las muestras para producción primaria fueron analizadas utilizando un contador de centelleo líquido Beckman LS-6500. El carbono asimilado por el fitoplancton ($\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) fue calculado de acuerdo a las ecuaciones de Parsons (1984).

Datos de composiciones de ocho días de producción primaria de 9x9 km, centrados en las coordenadas de la estación de monitoreo, se utilizaron para comparar la variación anual obtenida con los datos *in situ*. Los valores promedio mensual del Índice de Surgencia fueron tomados del Pacific Fisheries Environmental Laboratory (PFEL) correspondientes a la posición más cercana a las coordenadas de la estación de muestreo.

Resultados y discusión

La columna de agua (0-80 m) presentó un intervalo de salinidad de 33.7 a 34.8 y la temperatura tuvo un intervalo más amplio, de 12 a 28 °C. La variación termohalina estuvo relacionada con las diferentes masas de agua observadas en la estación de monitoreo durante el 2012, acorde con lo reportado por otros autores en la zona (Murillo-Murillo *et al.*, 2013; Cervantes *et al.*, 2013) (Figura 2).

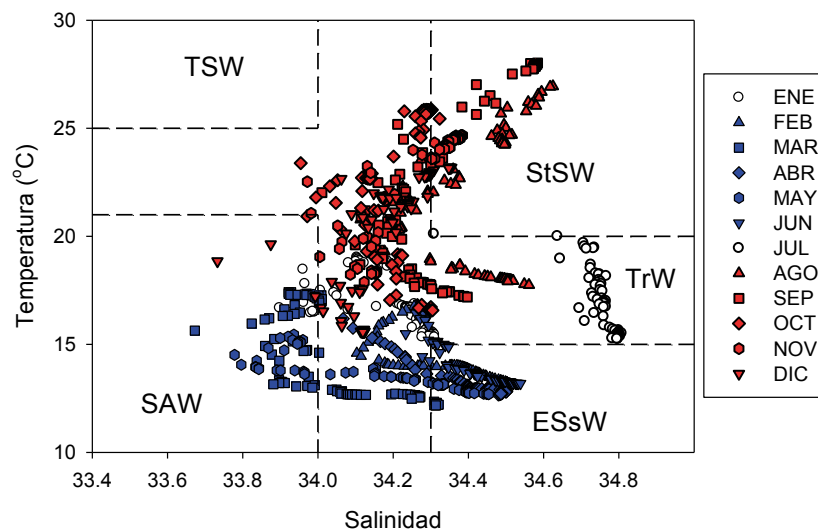


Figura 2. Masas de agua en el sitio de estudio. Agua Tropical Superficial (TSW), Agua Superficial Subtropical (StSW), Agua Transicional (TrW), Agua Ecuatorial Sub-superficial (ESsW) y Agua Sub-Ártica (SAW), de acuerdo a la clasificación propuesta por Durazo y Baumgartner (2002).

De febrero a junio el agua fue más fría, y las menores salinidades, se registraron en marzo, abril y mayo, cuyo origen corresponde al SAW que es transportada por la Corriente de California, mientras que al otro extremo, cuando la salinidad se incrementó, especialmente hacia el fondo de la columna de agua, el origen del agua fue ESsW. La mezcla entre StSW y SAW es denominada TrW (Durazo y Baumgartner, 2002). De agosto a diciembre se observó el agua más cálida, mayormente representada por TrW y en agosto y septiembre, en la mayor parte de la columna de agua por StSW. Los meses considerados como de transición, fueron enero (menos salino) y julio (más salino) (Figura2).

La distribución espacio-temporal de temperatura, salinidad y densidad en la columna de agua, durante el 2012, mostraron patrones similares (Figura 3). La temperatura disminuyó de superficie al fondo y presentó los valores mínimos de marzo a junio (15.4 a 17.4 °C en superficie a 12.5 a 13.2 °C a 80 m), periodo reportado como de surgencias intensas en la región (Zaytsev *et al.*, 2003). Mientras que en septiembre y octubre se observaron respectivamente las mayores temperaturas (28.0 °C a 25.8 °C en superficie y 17.4 °C a 16.7 °C a 80 m) en la columna de agua y disminuyendo el resto del año (Figura 3). La salinidad presentó una mayor variabilidad en la columna de agua, respecto a la temperatura, incrementándose con la profundidad, excepto en los meses de abril, junio y agosto, cuando la mezcla vertical fue más intensa. La densidad presentó generalmente un patrón inverso a la temperatura, las aguas más densas se registraron en los meses con menor temperatura y viceversa.

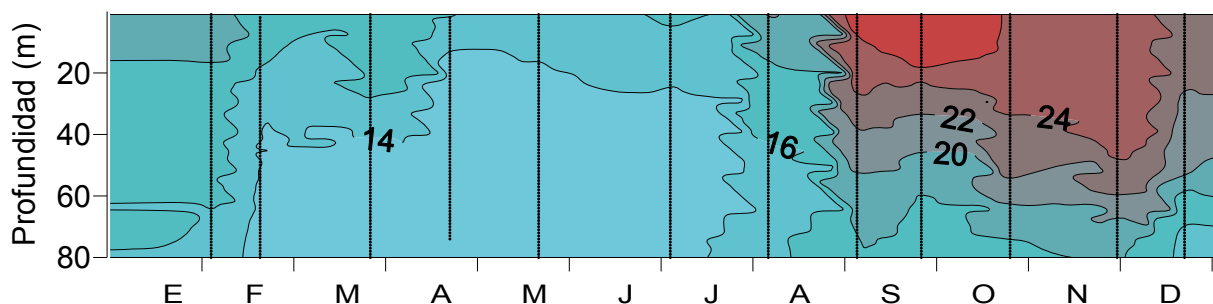


Figura 3. Distribución vertical de temperatura (0-80 m) durante el 2012.

En general, la concentración de nutrientes (nitrito, nitrato, amonio, fosfatos y silicato) en la columna de agua, se incrementó con la profundidad (Figura 4). De manera similar a lo reportado por Murillo-Murillo *et al.* (2013), el nitrato presentó la mayor concentración en el periodo de marzo a junio (hasta $17 \mu\text{M}$ en las muestras de fondo), mientras que en el periodo de septiembre a diciembre la concentración fue de 1.2 a $1.5 \mu\text{M}$ en superficie a 5.0 a $8.4 \mu\text{M}$ en el fondo (Figura 4). El aporte de nutrientes a la capa superficial y de agua sub-saturada en Oxígeno, se corresponde con el ascenso de agua sub-superficial (SAW) debido a los eventos de surgencia intensa (Zaytsev *et al.*, 2003).

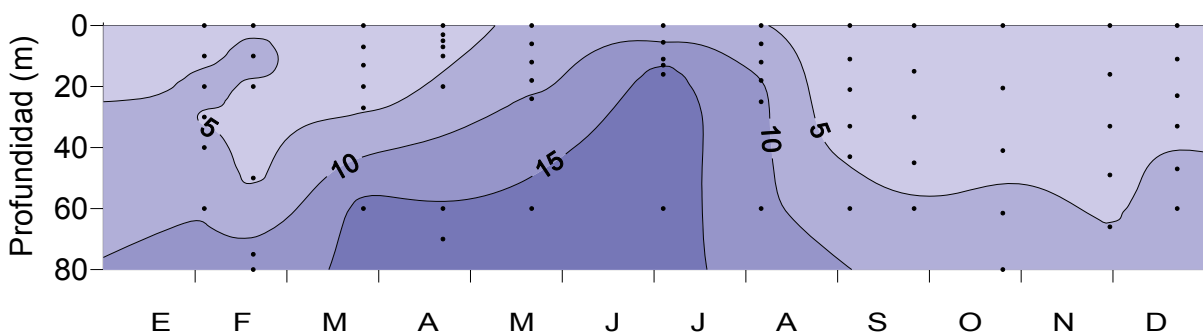


Figura 4. Distribución vertical de nitrato (μM) (0-80 m) durante el 2012.

La variación de clorofila-*a* y de producción primaria en la columna de agua fue similar y acorde a lo previamente reportado (Murillo-Murillo *et al.*, 2013), los mayores valores, excepto marzo ($2.7 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), se observaron en los primeros metros de profundidad, entre febrero y agosto (10.3 a $53.2 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) (Figura 5). Los menores valores de productividad se registraron cuando la zona eufótica (PAR 1%) tendió a ser más profunda y la disponibilidad de nutrientes fue menor.

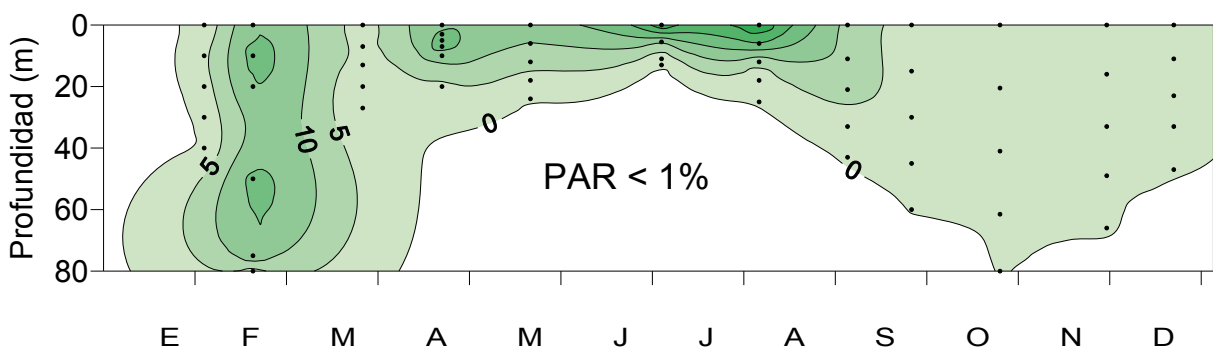


Figura 5. Distribución vertical de producción primaria ($\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) en la zona eufótica durante el 2012.

Los valores de productividad primaria, *in situ* y satelital, mostraron un patrón estacional similar (Figura 6). En junio se registró el pico de mayor productividad y las menores ocurrieron en enero y diciembre. De enero a junio, y diciembre, la productividad estimada por el satélite fue mayor que la medida *in situ*, probablemente relacionada con las condiciones de mayor inestabilidad en la zona eufótica donde el detritus y el Carbono Orgánico disuelto, pueden interferir con la estimación (Kahru y Mitchell, 2001). Por el contrario de julio a noviembre, los valores *in situ* fueron mayores que los de satélite, probablemente como resultado de la formación de un máximo sub-superficial de clorofila-*a*, que el satélite no detecta. Este proceso ocurre por el aumento en la estratificación en la columna de agua, la cual limita el flujo de nutrientes a la superficie y generalmente está asociado con la sucesión de especies de fitoplancton (Murillo-Murillo *et al.*, 2013).

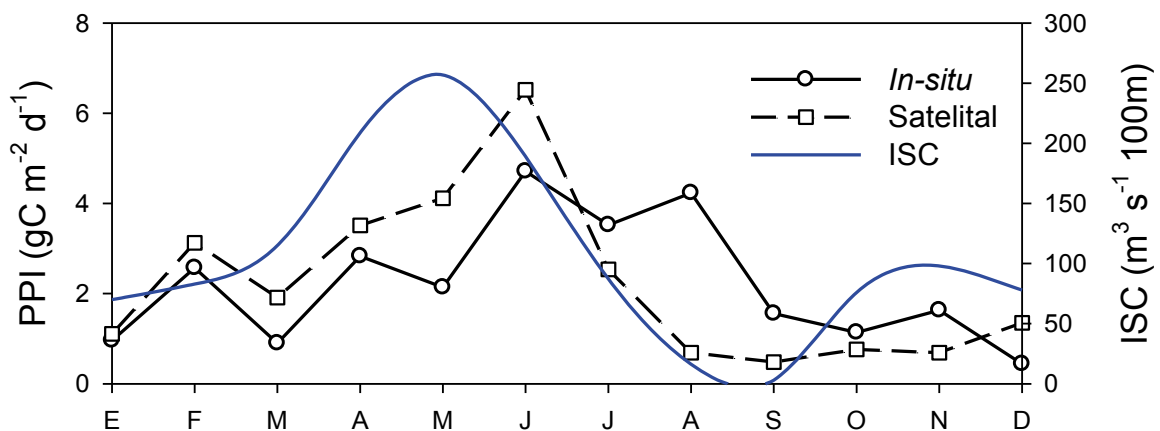


Figura 6. Distribución temporal de producción primaria ($\text{gC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) durante el 2012.

Conclusiones

El ciclo anual de producción primaria responde a los cambios en la columna de agua determinados por el efecto de las surgencias costeras. Cuando las surgencias son más intensas (marzo a junio) el agua que llega a la superficie corresponde al agua Sub-Ártica y de Transición, la cual lleva una mayor carga de nutrientes que promueven el aumento de fitoplancton estimado por la clorofila-*a* y producción primaria. Mientras que el resto del año, la productividad tiende a disminuir debido a la menor intensidad de las surgencias, una mayor estratificación en la columna de agua y al predominio del Agua de Transición y Agua Superficial Subtropical, con menor concentración de nutrientes. El aporte de Carbono orgánico en la región es alto y comparable al reportado en las principales zonas de surgencia del mundo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo brindado para la realización de este estudio.

Bibliografía

Botsford L. W., C. A. Lawrence, E. P. Dever, A. Hastings, J. L. Largier. 2006. Effects of variable upwelling on biological productivity on continental shelves in coastal upwelling systems. *Deep Sea Research II* 53:3116–3140.

- Castro C. G., C. A. Collins, J. T. Pennington, D. Zúñiga, F. P. Chavez. 2011. Spatial distribution and offshore export of total organic carbon along the eastern boundary of the Subtropical North Pacific. *Advances in Oceanography and Limnology* 2:93-106.
- Cervantes-Duarte R., R. Prego, S. López-López, F. Aguirre-Bahena, N. Ospina-Álvarez. 2013. Annual patterns of nutrients and chlorophyll in a subtropical coastal lagoon under the upwelling influence (SW of Baja California Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120:54-63.
- Durazo R., T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54:7-31.
- Hill A. E., B. M. Hickey, F. A. Shillington, P. T. Strub, K. H. Brink, E. D. Barton, A. C. Thomas. 1998. Eastern ocean boundaries coastal segment (E). *In*: Robinson A. R., K. H. Brink (eds). *The Sea. The global coastal ocean, Regional studies and syntheses*. Vol. 11. John Wiley and Sons, Inc. pp. 29-67.
- Kahru M., M. R. Kudela, M. Manzano-Sarabia, B. G. Mitchell. 2012. Trends in the surface chlorophyll of the California Current: Merging data from multiple ocean color satellites. *Deep-Sea Research II*:89-98.
- Kahru M., B. G. Mitchell. 2001. Seasonal and nonseasonal variability of satellite-derived chlorophyll and colored dissolved organic matter concentration in the California Current. *Journal of Geophysical Research C: Oceans* 106:2517-2529.
- Lluch-Belda D., D. B. Lluch-Cota. 2003. Baja California's biological transition zones: refuges for the California sardine. *Journal of Oceanography* 59:503-513.
- Lynn R. J., J. J. Simpson. 1987. The California Current system: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research* 92:12947-12966.
- Murillo-Murillo I., R. Cervantes-Duarte, G. Gaxiola-Castro, S. López-López, F. Aguirre-Bahena, E. González-Rodríguez. 2013. Variabilidad de la Productividad Primaria y pigmentos fotosintéticos en una zona de surgencias de la región Sur de la Corriente de California. *CICIMAR-Oceánides* 28:1-14.
- Parsons T. R. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press. 172 pp.
- Pennington J. T., K. L. Mahoney, V. S. Kuwahara, D. D. Kolber, R. Calienes, F. P. Chavez. 2006. Primary production in the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:285-315.
- Rykaczewski R. R., D. M. Checkley. 2008. Influence of ocean winds on the pelagic ecosystem in upwelling regions, *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA* 105:1965-1970.
- Steeman-Nielsen E. 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil /Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 8:117-140.
- Strickland J. D., T. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Second Edition, Bulletin 167. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Zaytsev O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante, A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59:489-502.



2.11 Variabilidad espacio temporal de la asimilación de carbono en la capa de mezcla frente a Baja California durante el año 2000

Espinosa-Carreón Leticia¹; Gaxiola-Castro Gilberto²; Cepeda-Morales Jushiro² y De la Cruz-Orozco Martín²

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Unidad Sinaloa, Bulevar Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa, México. Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

²CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, Baja California, México.

Resumen

Con el objetivo de conocer las diferentes tasas de asimilación de carbono en la capa de mezcla (PP_{CM}), se realizaron frente a Baja California cuatro campañas oceanográficas: enero, abril, julio y octubre del 2000 (al cual se le considera como año "normal"). La región frente a Baja California es reconocida por la presencia de procesos físicos de mesoescala los cuales determinan, además del viento y el calentamiento solar, la profundidad de la capa de mezcla. La PP_{CM} se estimó a partir de las composiciones semanales del color del océano, irradiancia, coeficiente de atenuación de luz difusa, además de parámetros fotosintéticos regionales promedio. La PP_{CM} se relacionó con algunos de los procesos físicos como el Frente Ensenada (FE), surgencias y remolinos (ciclónicos y anticiclónicos). La PP_{CM} manifestó los mecanismos de fertilización principalmente en las zonas de surgencia y del FE, principalmente en abril, pero se mantuvieron en ciertas localidades en julio. El porcentaje de PP_{CM} con relación a la productividad primaria en la zona eufótica fue en enero del 71%, en abril de 66%, en julio de 36% y en octubre de 42%. La variabilidad en el coeficiente de máxima utilización de luz sugiere una variabilidad en las especies predominantes del fitoplancton. La tasa fotosintética máxima a saturación de luz pudo estar asociada además de la irradiancia con la mezcla moderada en la columna de agua. Para estudiar la respuesta de la producción primaria a escalas de remolinos locales (ciclónico/anticiclónico) se deben obtener parámetros fotosintéticos con mayor resolución temporal y espacial.

Palabras clave: productividad primaria, corriente de California, año normal.

Abstract

In order to know the different carbon assimilation rates in the mixed layer (PP_{CM}), were carried off Baja California four oceanographic surveys: January, April, July and October of 2000 (this year is considered as "normal"). The region off Baja California is recognized by the presence of mesoscale physical processes which determine, in addition to wind and solar heating, the depth of the mixed layer. The PP_{CM} is estimated from weekly compositions of ocean color, irradiance, light attenuation coefficient diffuse as well as average regional photosynthetic parameters. The PP_{CM} was associated with some of the physical processes as the Ensenada Front (EF), upwellings and eddies (cyclonic and anticyclonic). The PP_{CM} fertilization mechanisms expressed mainly in areas of upwelling and EF, mainly in April, but remained in certain localities in July. PP_{CM} percentage relative to the primary productivity euphotic was January 71%, in April, 66%, 36% in July and October 42%. The variability in the ratio of maximum use of light suggests a variability in the dominant species of phytoplankton. Maximum photosynthesis rate at light saturation could be associated also in irradiance with moderate mixing in the water column. To study the response of primary production to local scales eddies

(cyclonic/anticyclonic) should get higher photosynthetic parameters with temporal and spatial resolution.

Introducción

Uno de los procesos más importantes que es necesario conocer en oceanografía biológica es la tasa fotosintética del fitoplancton o la tasa de renovación del carbono orgánico, en la cual las células emplean la energía de la luz solar para efectuar la biosíntesis de los componentes celulares. La dinámica de la comunidad fitoplanctónica es determinada por el forzamiento físico que varía de región a región y entre estaciones climáticas. Los factores que la afectan son principalmente la biomasa autótrófica por sí misma, la radiación solar, la temperatura, concentración de nutrientes, metales traza disponibles, historia de vida y la estructura taxonómica del fitoplancton (Platt y Sathyendranath, 1999).

Si bien la profundidad de la zona eufótica es donde se realizan los procesos de fotosíntesis, la profundidad de la capa de mezcla (CM) es un buen indicador de la zona superior del océano limitada por nutrientes (Carr, 2002), ya que además de la concentración de nutrientes la tasa de crecimiento del fitoplancton está determinada por la luz. Los cambios en la CM promueven como respuesta del fitoplancton una variación de la distribución vertical de clorofila y a su vez de la producción primaria. La CM en el océano varía a lo largo del año, donde el esfuerzo del viento y el calentamiento (enfriamiento) de la columna de agua son los principales factores que determinan su profundidad (Kiefer y Kremer, 1981), adicionado a ello los procesos físicos de mesoescala como remolinos ciclónicos, anticiclónicos, meandros, frentes y surgencias generan también cambios en la CM. De tal forma que se puede establecer la importancia ecológica de la capa pelágica del océano con base en los cambios estacionales de la CM.

En el Océano Pacífico Nor-Oriental (OPNO), uno de los ecosistemas más importantes y estudiados es la Corriente de California (CC). El estado sinóptico de la CC se caracteriza por una gran cantidad de meandros, remolinos, chorros, filamentos, frentes, estructuras de mesoescala que se extienden de decenas a cientos de kilómetros y con una duración de días a meses (Strub *et al.*, 1991). La existencia de patrones físicos recurrentes implica la generación y permanencia de cierta distribución de células fitoplanctónicas y por lo tanto de la productividad primaria, la cual puede ser afectada además de los procesos físicos como por la presión del pastoreo, además que en ciertas regiones puede dominar algún proceso sobre otro, o bien cambiar a lo largo del año. Los procesos interanuales como El Niño y La Niña también influyen en la productividad primaria. Espinosa-Carreón *et al.* (2004), a partir de un análisis de imágenes de temperatura superficial del mar del periodo de 1997 a 2002, consideran al año 2000 como año normal, ajustándose la mayor parte del tiempo al promedio estacional a pesar de que en la Corriente de California prevalecían los efectos de La Niña (Durazo *et al.*, 2001). En el año 2000 se han identificado la relación entre los procesos físicos de mesoescala y la clorofila-*a* a partir de imágenes de satélite y de datos *in situ* (Espinosa-Carreón *et al.*, 2012), sin embargo, se desconoce su relación con la PP_{CM} . Por lo anterior, fue necesario realizar un estudio donde se planteara la relación entre los procesos físicos de mesoescala como frentes, surgencias y remolinos con la productividad primaria en la región sur de la Corriente de California durante el año 2000 considerado como normal.

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza frente a Baja California entre los 22° y 33° de latitud N y 112° y 120° longitud W. La productividad primaria en la columna de agua verticalmente uniforme (PP_{CM}) se estimó con la metodología propuesta por Platt *et al.* (1990) y Platt y Sathyendranath (1991; 1993) quienes recomiendan el uso de un modelo con solución analítica. Las variables de entrada del modelo son

clorofila (CLA), luz PAR (radiación fotosintéticamente activa, E_{PAR}), coeficiente de atenuación de luz difusa (K_{PAR}), profundidad de la capa de mezcla (CM), las horas luz (D), y los promedios de los parámetros fotosintéticos regionales (obtenidos de las curvas P-E) como el coeficiente de máxima utilización de luz (a^*) y la tasa fotosintética máxima a saturación de luz (P^*_m).

Para el periodo de diciembre de 1999 a diciembre del 2000 se obtuvieron las imágenes semanales globales de clorofila y Kd_{490} del SeaWiFS. Las imágenes de E_{PAR} fueron proporcionadas por el Dr. Robert Frouin de la Institución Scripps de Oceanografía, de la Universidad de California en San Diego. Todas las imágenes tuvieron una resolución de 9x9 km. De estas imágenes globales se extrajo el área comprendida entre 22° N a 34° N y de 111° W a 120° W (Figura 1). Con el fin de trabajar con imágenes limpias de nubes se realizó una interpolación espacial para obtener las imágenes inicial y final libres de nubes y de datos anómalos. Posteriormente se realizó una interpolación espacial y temporal de todas las imágenes, obteniendo de esta manera imágenes sin nubes para las semanas de enero, abril, julio y octubre del 2000. A partir de las imágenes de la Kd_{490} se estimó la profundidad de la zona eufótica (Z_{eu}) de acuerdo al modelo propuesto por Cervantes-Duarte *et al.* (2000).

La profundidad promedio mensual de la capa de mezcla (CM) para enero, abril, julio y octubre del 2000, fue estimada con la misma resolución que las imágenes de satélite por Jerónimo-Moreno (2004) de acuerdo al método propuesto por Kara *et al.* (2000). Los promedios mensuales de horas luz desde la salida hasta la puesta del sol en la región fueron obtenidas de la U. S. Naval Observatory Astromical Applications Department. Estos promedios fueron de 10.5 horas en enero, 13 horas para abril, 14 horas para julio y de 11.7 horas para octubre.

Debido a que existe poca información de parámetros fotosintéticos por crucero se utilizó toda la información disponible de las curvas P-E de 16 campañas oceanográficas de julio de 1998 a abril del 2003, por lo que se consideran parámetros fotosintéticos regionales promedio representativos de los meses de enero, abril, julio y octubre. Para la estimación de dichos parámetros se siguió la metodología descrita en Steemann-Nielsen (1952), Babin *et al.* (1994) y Parsons *et al.* (1984), los parámetros fotosintéticos se calcularon mediante la ecuación de Jassby y Platt (1976). Para fines comparativos, se utilizó para los mismos meses la productividad primaria en la zona eufótica ($PP_{Z_{eu}}$) estimada por Cepeda-Morales (2004) mediante el modelo de Behrenfeld y Falkowski (1997). De los recuadros de la Figura 1 se obtuvieron los registros semanales en los meses de enero, abril, julio y octubre de la altura del nivel del mar (ANM) y la temperatura superficial del mar (TSM) de los sensores TOPEX-ERS y AVHRR respectivamente.

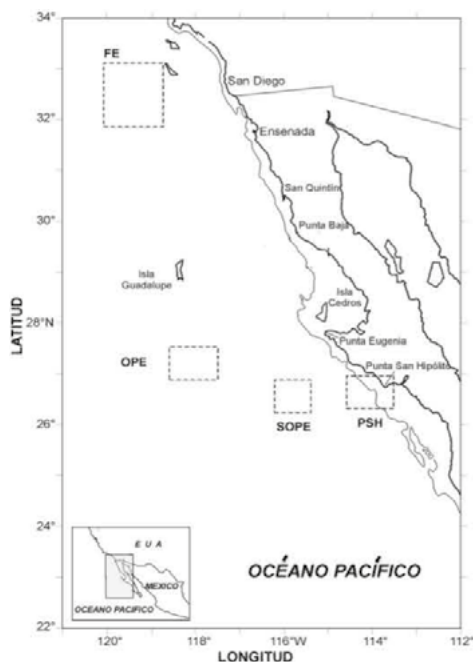


Figura 1. Área de Estudio. De los recuadros mostrados se obtuvieron las series de tiempo semanales de productividad primaria en la capa de mezcla PP_{CM} , PP en la zona eufótica (PP_{Zeu}), clorofila-*a* (CLA), altura del nivel del mar (ANM), temperatura superficial del mar (TSM) en el Frente Ensenada (FE), Punta San Hipólito (PSH), Suroeste de Punta Eugenia (SOPE) y Oeste de Punta Eugenia (OPE).

Resultados y discusión

En enero (Figura 2a) y octubre (Figura 2d) se observó un patrón similar de la productividad primaria (PP_{CM}), con tasas de asimilación de $\sim 250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en la zona costera y $< 100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en la zona oceánica. En abril (Figura 2b) la PP_{CM} se incrementó en toda el área de estudio, registrándose valores $> 1000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en la zona costera y en el Frente Ensenada (FE) y $> 250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en la zona oceánica. En julio (Figura 2c) disminuyó la PP_{CM} en toda el área, manteniéndose tasas de asimilación $> 1000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sólo en dos áreas: en Bahía Vizcaíno y en toda la región al oeste y sur de Punta Eugenia. La distribución de la productividad primaria refleja los mecanismos de fertilización de las zonas de surgencia y del FE principalmente en abril. Aunque el efecto de las surgencias es menor en julio, su resultado se mantuvo en ciertas localidades.

La alta productividad primaria en abril se extendió en casi toda el área de estudio (Figura 2b), lo que sugiere una advección de la zona costera hacia la región oceánica y/o que la proporción entre la estratificación/mezcla y la radiación solar son lo suficientemente adecuadas para incrementar la producción primaria en toda el área de estudio. Las estimaciones de PP_{Zeu} reportadas por Cepeda-Morales (2004) para abril del 2000 muestran un patrón similar, aunque el valor de PP que reporta este autor fue 44% mayor al que se reporta en este estudio.

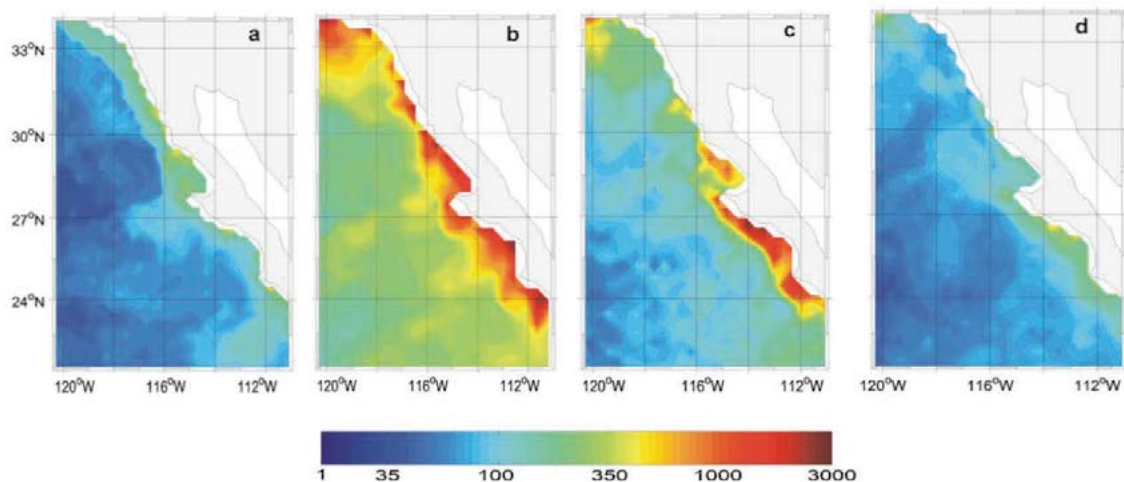


Figura 2. Productividad primaria estimada en la capa de mezcla (PP_{CM} en $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$). a) enero, b) abril, c) julio y d) octubre del 2000.

La razón entre CM/Zeu (Figura 3) disminuyó en promedio de 0.89 en enero, a 0.75 y 0.41 en abril y julio, con un ligero incremento a 0.63 en octubre. Hubo un calentamiento progresivo de la capa superficial debido al incremento de la radiación solar durante el año. El incremento de la razón CM/Zeu en octubre mostró el enfriamiento de la capa superficial del mar, con el consecuente incremento de la capa de mezcla.

En enero los días son cortos, la irradiancia superficial es menor y la capa superficial se enfría. Los procesos de convección y los conducidos por el viento causan que la capa de mezcla se incremente. En este mes la biomasa fitoplanctónica promedio estimada por el sensor remoto fue baja (0.23 mg m^{-3}) y la irradiancia promedio fue de $352 \mu\text{moles cuanta m}^{-2} \text{s}^{-1}$. El fitoplancton estuvo acondicionado a bajas/intermedias irradiancias (E_k), el P^*_m y el a^* promedio también fueron bajos, por lo que también la PP_{CM} fue baja, la proporción promedio de la productividad primaria en la capa de mezcla que está contenida en la zona eufótica ($PP_{CM}/PP_{Zeu} * 100$) fue de 71% (Cuadro 1).

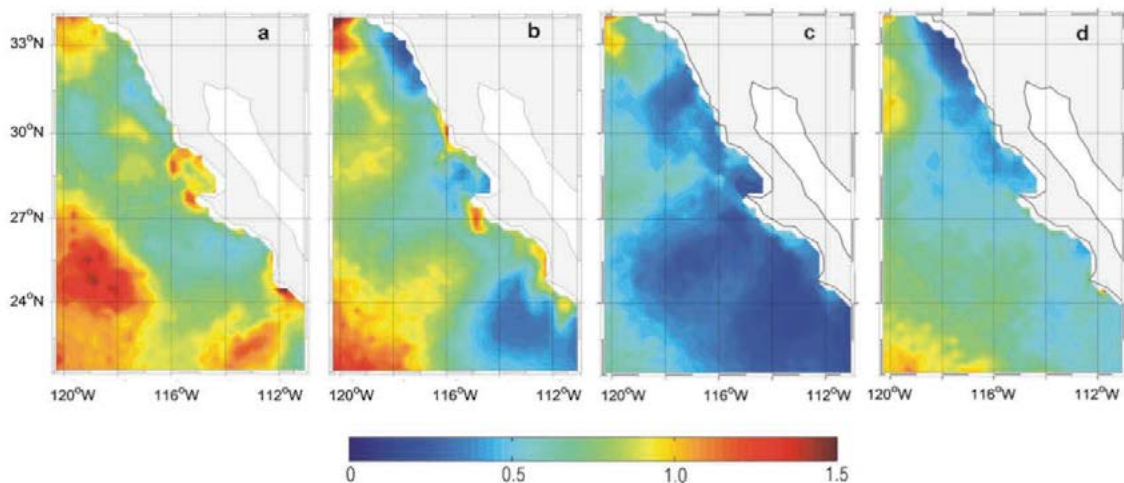


Figura 3. Razón de la capa de mezcla/zona eufótica. a) enero, b) abril, c) julio y d) octubre. Los valores promedios en cada mes fueron de 0.89, 0.75, 0.41 y 0.63, respectivamente. El valor de la proporción promedio de la capa de mezcla que está contenida en la zona eufótica en los cuatro meses fue de 0.67.

La razón promedio de CM/Zeu disminuyó en abril, la biomasa fitoplanctónica, el P^*_m y a^* se incrementaron, lo que sugiere una posible fotoaclimatación del fitoplancton o un cambio en la composición de las especies dominantes. El Ek indicó que las células fitoplanctónicas estuvieron acondicionadas a bajas/intermedias irradiancias. El incremento de la irradiancia incidente en la superficie del océano también se incrementó lo que explica el calentamiento de las capas superficiales y el incremento de la estratificación entre enero y abril, con la consecuente reducción de la profundidad promedio de la capa de mezcla (Cuadro 1). El esfuerzo del viento obtenido del QuikScat indicó valores altos durante abril del 2000, por lo que la capa de mezcla promedio registrada en abril fue producida por el calentamiento de las capas superficiales y de un esfuerzo del viento alto. Sin embargo, la profundidad de la capa de mezcla también determinó que las células fitoplanctónicas estuvieran en condiciones de baja irradiancia promedio lo cual fue la causa de la disminución en el Ek en la capa de mezcla. El incremento tanto de la biomasa como de los parámetros fotosintéticos derivó a una mayor productividad promedio de $554 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esto representó un incremento en la productividad primaria de seis veces más con respecto a enero. La razón promedio de PP_{CM}/PP_{Zeu} fue de 66%. Los datos anteriores indican que el principal factor que afectó el incremento en la productividad primaria en abril en el área frente a Baja California fue el incremento de radiación solar, así como el inicio de las surgencias costeras.

Cuadro 1. Profundidad de la capa de mezcla (CM), profundidad de la zona eufótica (Zeu), razón CM/Zeu, concentración de clorofila-*a* satelital (CLA), productividad primaria estimada en la capa de mezcla (PP_{CM}), razón de la PP_{CM} con respecto a la productividad estimada en la zona eufótica (PP_{Zeu}), irradiancia superficial (E_{PAR}), coeficiente de máxima utilización de luz (a^*), tasa fotosintética máxima a saturación de luz (P^*_m) y parámetro de fotoaclimatación (Ek) en los meses de enero, abril, julio y octubre del 2000

	ENERO	ABRIL	JULIO	OCTUBRE
CM (m)	60	47	24	42
Zeu (m)	68	63	59	68
CM/Zeu	0.89	0.75	0.41	0.63
CLA (mg m^{-3})	0.23	0.45	0.42	0.19
PP_{CM} ($\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	88	554	310	125
$PP_{CM}/PP_{Zeu} * 100$	71	66	36	42
E_{PAR} ($\mu\text{moles cuanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	352	582	594	420
a^* ($\text{mgC (mgCl)}^{-1} \text{ h}^{-1}$)				
($\mu\text{moles cuanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) $^{-1}$)	0.015	0.032	0.011	0.012
P^*_m ($\text{mgC (mgCl)}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	2.97	5.85	6.48	4.78
Ek (P^*_m/a^*)				
($\mu\text{moles cuanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	198	183	589	398

En julio la producción primaria promedio fue de $310 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la cual representa una disminución de la producción primaria con respecto de abril del 44%. La razón PP_{CM}/PP_{Zeu} disminuyó de 66% en abril a 36% en julio. La disminución de la productividad primaria en julio frente a Baja California puede ser debida a una reducción importante en la profundidad de la capa de mezcla, así como a un cambio en la composición específica del fitoplancton. Cepeda-Morales (2004) reportó para julio del 2000 una distribución similar de producción primaria aunque reporta valores de productividad primaria 65% superiores a los reportados en este estudio.

Durante julio el proceso de estratificación continúa y la picnoclina representa una barrera para el transporte de nutrientes hacia las capas superficiales. Bajo estas condiciones es de suponer que el fitoplancton incorpora sólo los nutrientes regenerados presentes en la capa de mezcla, mientras es consumido por el zooplancton que excreta productos nitrogenados en forma de amonio y urea. La

productividad primaria de abril a julio disminuyó en el Frente Ensenada, así como a lo largo de la zona costera, manteniéndose alta en Bahía Vizcaíno (zona costera con características locales que no se discuten en este trabajo), así como al oeste y sur de Punta Eugenia (Figura 2c). En julio la razón CM/Zeu en casi toda el área fue <0.40.

La razón CM/Zeu se incrementó de 0.41 en julio a 0.63 en octubre, lo que indica que la capa superficial se estaba enfriando y la profundidad de la capa de mezcla se estaba incrementando. El Ek muestra que el fitoplancton estaba adaptado a altas irradiancias. La biomasa fitoplanctónica promedio y el P^*_m disminuyeron probablemente asociados a factores como la disminución en la concentración de nutrientes en la capa de mezcla o como respuesta a la disminución de la irradiancia superficial. Sin embargo, Alvarez-Borrego y Gaxiola-Castro (1988) sugieren para su estudio realizado en el Golfo de California, que la turbulencia y la radiación solar tienen más peso que la concentración de nutrientes para efectuar un cambio en P^*_m . A partir de las condiciones anteriores se esperaría que la productividad primaria en octubre fuera baja, registrándose en promedio $125 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En este caso la producción primaria en octubre representó el 40% de la registrada en julio, sin embargo, la razón PP_{CM}/PP_{Zeu} se incrementó de 36% en julio a 42% en octubre, lo cual es atribuido a un incremento en la profundidad de la capa de mezcla.

Para conocer la relación de algunos procesos físicos de mesoescala que se presentan frente a Baja California y la productividad primaria en la capa de mezcla durante el año 2000, se escogieron el Frente Ensenada (FE), la surgencia costera de Punta San Hipólito (PSH), los remolinos al Suroeste (SOPE) y Oeste de Punta Eugenia (OPE), Espinosa-Carreón *et al.* (2012) indican una evolución de los procesos físicos a lo largo del año, por ejemplo, en determinado momento y en cierto lugar se presenta un remolino ciclónico y meses después un anticiclónico. En el FE los coeficientes de correlación cruzada indicaron una relación inversa significativa entre la CLA y ANM, y una relación directa y significativa entre CLA y PP_{CM} . La TSM mostró coeficientes bajos y no significativos con CLA y PP_{CM} . La ANM fue la señal física que presentó una mayor relación con la CLA (Cuadro 2). El FE presenta una marcada estacionalidad (Espinosa-Carreón *et al.*, 2012) y las altas concentraciones de PP_{CM} y de CLA se asocian a bajos niveles del mar principalmente en abril.

En PSH es notable las correlaciones significativas de la PP_{CM} con la CLA y ANM (Cuadro 2), Carr y Kearns (2003) reportaron para esta zona de surgencia durante abril, mayo y junio del 2000, valores de producción primaria integrados en la zona eufótica de hasta $5000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Cervantes-Duarte *et al.* (1993) reportaron para junio de 1989 en Punta San Hipólito una estimación de producción primaria nueva de $6400 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En Punta San Hipólito se han obtenido valores promedios de producción primaria de $7100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para un evento de surgencia con duración de dos semanas (Walsh *et al.*, 1974).

Cuadro 2. Coeficientes de correlación cruzada de la productividad primaria en la capa de mezcla (PP_{CM} en $\text{mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), clorofila-*a* satelital (CLA en mg m^{-3}), altura del nivel del mar (ANM) y temperatura superficial del mar (TSM) en el Frente Ensenada (FE), Punta San Hipólito (PSH) y Suroeste de Punta Eugenia (SOPE) y Oeste de Punta Eugenia (OPE). Correlación significativa (*, $p < 0.05$), $n = 16$

FE				PSH			
	PP_{CM}	ANM	TSM		PP_{CM}	ANM	TSM
CLA	0.47*	-0.52*	-0.29	CLA	0.81*	-0.45*	-0.18
PP_{CM}		0.10	-0.30	PP_{CM}		-0.43*	0.35
SOPE				OPE			
	PP_{CM}	ANM	TSM		PP_{CM}	ANM	TSM
CLA	-0.29	-0.92*	-0.52*	CLA	0.03	0.34	0.04
PP_{CM}		0.18	-0.43*	PP_{CM}		-0.55*	-0.14

En el SOPE se observaron correlaciones inversas y significativas de la CLA con la ANM y TSM, pero no hubo relación entre la PP_{CM} vs ANM, tampoco entre PP_{CM} vs CLA, y fue inversa entre PP_{CM} vs TSM, lo cual puede explicarse debido a que en los meses de enero y abril se registró un cambio de procesos de mesoescala, identificando uno ciclónico en enero, el cual se movió hacia fuera de la costa (Espinosa-Carreón *et al.*, 2012), por lo se identificó el anticiclónico en el mismo lugar, la evidencia más fuerte del efecto de un remolino al suroeste de Punta Eugenia fue solamente en invierno. La baja relación entre la CLA y la PP_{CM} puede explicarse con base en que la estimación de la productividad primaria fue a partir de parámetros fotosintéticos regionales promedio de 16 campañas, por lo que el modelo no puede proporcionar una buena estimación de la producción primaria en la capa de mezcla en zonas muy dinámicas como el SOPE, si no se alimenta de los parámetros fotosintéticos locales.

En el OPE se presenta una correlación inversa significativa entre ANM y PP_{CM} . En las imágenes de TSM se presentaron problemas por ruido, por lo que sugiere que la baja correlación pudiera ser por la cantidad elevada de datos anómalos. En este lugar se presenta de manera general condiciones contrarias al SOPE, mientras que en enero en el OPE se registra un remolino anticiclónico con baja PP_{CM} , en el SOPE se localiza un ciclónico.

La tasa de asimilación de carbono estimada frente a Baja California en el año 2000, el cual se le considera como normal, sirve de base para conocer la influencia de los procesos interanuales como El Niño y La Niña. El efecto del cambio climático en los ambientes epipelágicos está cobrando cada día mayor interés (Jang *et al.*, 2011), porque la variabilidad de la capa de mezcla está asociada con la productividad primaria y a su vez con niveles tróficos superiores. Frente a Baja California, donde se presenta una notable riqueza de procesos de mesoescala es importante conocer la variabilidad de la productividad primaria en la capa de mezcla ya que representa una fuente o sumidero de carbono hacia la atmósfera.

Conclusiones

La distribución de la producción primaria manifestó los mecanismos de fertilización, principalmente en las zonas de surgencia y del FE primordialmente en abril. Aunque la influencia de las surgencias fue menor en julio, su efecto se mantuvo en ciertas localidades. El porcentaje de PP_{CM} con relación a la productividad primaria en la zona eufótica fue en enero del 71%, en abril de 66%, en julio de 36% y en octubre de 42%. La variabilidad en el coeficiente de máxima utilización de luz sugiere cambios en las especies predominantes del fitoplancton de enero a abril, variando de nuevo hacia julio y octubre. La tasa fotosintética máxima a saturación de luz pudo estar asociada además de la irradiancia con la mezcla moderada en la columna de agua. Para estudiar la respuesta de la producción primaria a escalas de remolinos locales (ciclónico/anticiclónico) se deben obtener parámetros fotosintéticos con mayor resolución temporal y espacial.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento de los proyectos: CONACYT: 225080-5-4302PT, DAI J002/750/00, G35326T, 99252, 129140; IAI-CRN 062; COAS-OSU No. NAS5-31360 y OCE-9907854; IOCCG; IPN SIP20131828. El primer autor tiene becas EDI y COFAA.

Bibliografía

Alvarez-Borrego S., G. Gaxiola-Castro. 1988. Photosynthetic parameters of northern Gulf of California phytoplankton. *Continental Shelf Research* 8:37-47.



- Babin M., A. Morel, R. Gagnon. 1994. An incubator designed for extensive and sensitive measurements of phytoplankton photosynthetic parameters. *Limnology and Oceanography* 39:694–702.
- Behrenfeld M. J., P. G. Falkowski, 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography* 42:1-20.
- Carr M. E. 2002. Estimation of potential productivity in eastern boundary currents using remote sensing. *Deep Sea Research II* 49:59-80.
- Carr M. E., E. Kearns. 2003. Production regimes in four Eastern Boundary Current systems. *Deep Sea Research II* 50:3199-3221.
- Cepeda-Morales J. 2004. Estimación de la producción primaria *in situ* y con sensores remotos de 1998 al 2002 en la región sur de la Corriente de California. UABC, Facultad de Ciencias Marinas. Tesis de Maestría.
- Cervantes-Duarte R., S. Aguiñiga-García, S. Hernández-Trujillo. 1993. Condiciones de surgencia asociadas a la distribución de zooplancton en San Hipólito, B. C. S. *Ciencias Marinas* 19:117-135.
- Cervantes-Duarte R., J. L. Mueller, C. C. Trees, H. Maske, S. Alvarez-Borrego, R. Lara-Lara. 2000. Profundidad de la zona eufótica, atenuación de la irradiancia y K490 de sensores remotos en las provincias bio-ópticas del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 26:533-560.
- Durazo R., T. Baumgartner, S. J. Bograd, C. A. Collins, S. De la Campa, J. García, G. Gaxiola-Castro, A. Huyer, K. D. Hyrenbach D. Loya, R. J. Lynn, F. B. Schwing, R. L. Smith, W. J. Sydeman, P. Wheeler. 2001. The State of the California Current, 2000-2001, A third straight La Niña year. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 42:29-60.
- Espinosa-Carreón T. L., T. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres, G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature of Baja California. *Journal of Geophysical Research* 109, C03039. doi: 1029/2003JC002105.
- Espinosa-Carreón T. L., G. Gaxiola-Castro, E. Beier, P. T. Strub, J. A. Kurczyn. 2012. Effects of mesoscale processes on phytoplankton chlorophyll off Baja California. *Journal of Geophysical Research* 117, C04005, doi:10.1029/2011JC007604.
- Jang C. J., J. Park, T. Park, S. Yoo. 2011. Response of the ocean mixed layer depth to global warming and its impact on primary production: a case for the North Pacific Ocean. – *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsr064.
- Jassby A. D., T. Platt. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 21:540-547.
- Jerónimo-Moreno G. 2004. Variabilidad de la contracorriente subsuperficial de Baja California. Tesis Doctoral. Departamento de Oceanografía Física, CICESE. 135 pp.
- Kara A. B., P. A. Rochford, H. E. Hulbert. 2000. Mixed layer depth variability and barrier layer formation over the North Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research* 105:16783-16801.
- Kiefer D. A., J. N. Kremer. 1981. Origins of vertical patterns of phytoplankton and nutrients in the temperate, open ocean: a stratigraphic hypothesis. *Deep Sea Research* 28:1087-1105.
- Parsons T. R., Y. Maita, C. M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. 173 pp.
- Platt T., S. Sathyendranath. 1991. Biological models as elements of coupled, atmosphere-ocean models for climate research. *Journal of Geophysical Research* 96:2585-2592.
- Platt T., S. Sathyendranath. 1993. Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color. *Journal of Geophysical Research* 98:14561-14576.
- Platt T., S. Sathyendranath. 1999. Spatial structure of pelagic ecosystem processes in the global ocean. *Ecosystems* 2:384-394.
- Platt T., S. Sathyendranath, P. Ravindran. 1990. Primary production by phytoplankton: analytic solutions for daily rates per unit area of water surface. *Proceedings of the Royal Society B*. 241:101-111.
- Steeman-Nielsen E. 1952. The use of radio-active Carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 18:117-140.
- Strub P. T., P. M. Kosro, A. Huyer. 1991. The nature of cold filaments in the California Current System. *Journal of Geophysical Research* 96:14743-14768.
- Walsh J. J., J. C. Kelley, T. E. Whitledge, J. J. MacIsaac. 1974. Spin-up of the Baja California upwelling ecosystem. *Limnology and Oceanography* 19: 553-572.

2.12 Distribución de la productividad primaria fitoplanctónica frente a Baja California durante el evento La Niña 2008

Espinosa-Carreón T.¹; Valdez-Diarte Sania¹; Gaxiola-Castro Gilberto² y De La-Cruz-Orozco Martín²

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Unidad Sinaloa, Bulevar Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa, México. Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

²CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

Resumen

Con el objetivo de conocer la influencia del evento La Niña 2008 sobre la productividad primaria fitoplanctónica (PP) frente a Baja California se realizó una campaña oceanográfica en julio de 2008. En cada estación se realizó el registro vertical de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se obtuvo mediante un CTD Sea Bird. La estimación de la productividad primaria se realizó a 100%, 50%, 30%, 20%, 10%, y 1% de irradiancia superficial, tomándose además alícuotas de agua para la determinación de clorofila-*a* (Clo-*a*) con botellas Niskin acopladas a una roseta. Se observó la presencia de Agua Subártica con bajas temperaturas y salinidades, las cuales presentaron un gradiente hacia el sur. Se dividió el área en zonas: costera norte, costera sur, oceánica norte y oceánica sur. De acuerdo a la distribución de Clo-*a*, el estado trófico se caracterizó por ser eutrófico en las zonas costeras y en el remoclinio ciclónico, mientras que el resto fue mesotrófico. No hay evidencia notable de los efectos del evento de La Niña sobre la clorofila-*a* ni sobre la productividad primaria, probablemente a que el sistema amortiguó los efectos. La zona norte fue la más productiva debido al efecto combinado de las surgencias costeras y de los nutrientes que transporta la Corriente de California.

Palabras clave: asimilación de carbono, corriente de California, La Niña, clorofila-*a*.

Abstract

In order of determining the event La Niña 2008 influence on phytoplanktonic primary productivity (PP) off Baja California was conducted an oceanographic survey in July 2008. At each station, the record was made vertical temperature, salinity and dissolved oxygen was obtained using a CTD Sea Bird. Estimation of primary productivity was conducted 100%, 50%, 30%, 20%, 10%, and 1% from surface irradiance, taking aliquots of water also for determining chlorophyll-*a* (Clo-*a*) with bottles Niskin coupled to a rosette. We observed the presence of low-Subarctic Water temperature and salinity, which presented a gradient to the south. The area was divided into zones: north coastal, south coastal, oceanic ocean north and south. According to the distribution of Clo-*a*, the trophic status was characterized as being eutrophic in coastal areas and in the cyclonic eddy, while the rest was mesotrophic. No significant evidence of the effects of La Niña event on chlorophyll-*a* and primary productivity, the system probably cushioned the effects. The northern area was the most productive due to the combined effect of coastal upwelling and nutrients that transports the California Current.

Introducción

El crecimiento de las actividades antropogénicas como la deforestación y la quema de combustibles fósiles, así como la sobrepoblación humana han incrementado en la atmósfera la presencia de gases como el bióxido de carbono (CO₂), sin embargo, la eficiencia de los organismos para realizar el

proceso de fotosíntesis no ha aumentado. La tasa de cambio del CO₂ depende tanto del incremento de las actividades humanas como de los procesos biogeoquímicos y climatológicos del ciclo del carbono (Falkowski *et al.*, 2000). En el medio marino se realiza del 30 al 60% de la fijación anual de carbono en la Tierra, mientras que el fitoplancton representa del 1 al 2% de la biomasa global (Sakshaug *et al.*, 1997; Falkowski *et al.*, 1998).

La productividad primaria fitoplanctónica responde a procesos particulares de cada zona geográfica, que son modulados por factores ambientales tanto locales como globales. Dentro de los procesos químicos-biológicos se tiene a la biomasa autotrófica por sí misma, la concentración de nutrientes y metales traza, historia de vida y la estructura taxonómica del fitoplancton; los procesos horizontales y verticales, el viento como fuente de mezcla y transporte vertical de nutrientes, la advección horizontal, la radiación solar así como la temperatura son considerados dentro de los procesos físicos. Estos provocan distintas adaptaciones fisiológicas en las células fitoplanctónicas bajo diferentes condiciones ambientales (Platt y Sathyendranath, 1999). Margalef (1978) y Cullen *et al.* (2002) sugieren que la sucesión de especies en comunidades fitoplanctónicas se debe a cambios en el ambiente ya sean físicos, por advección y turbulencia.

Dentro de los procesos naturales más sobresalientes se presenta El Niño que se inicia por anomalías en los vientos en el Océano Pacífico Ecuatorial Occidental. Se caracteriza por el hundimiento de la termoclina y la elevación del nivel del mar (Huyer y Smith, 1985). Con el hundimiento de la termoclina la temperatura de la capa superficial aumenta, por lo tanto las débiles surgencias (en el caso de que las haya) llevan a la superficie agua con temperatura relativamente cálida y baja concentración de nutrientes. La presencia de distintos patrones físicos implica la generación y permanencia de cierta distribución de células de fitoplancton y por tanto también se refleja en la producción primaria (Falkowski *et al.*, 1998). Como contrario a El Niño se presentan los eventos La Niña, donde se observa una elevación de la termoclina que incrementa la presencia de surgencias costeras (Shwing *et al.*, 2002), por lo que la temperatura superficial desciende. Schwing *et al.* (2002) sugieren que estos eventos contribuyen, además de un mayor número de surgencias, aguas atípicamente frías en el Sistema de la Corriente de California, por lo que se presenta una mayor disponibilidad de nutrientes en la columna de agua y por lo tanto una mayor biomasa y productividad primaria, sin embargo, en ciertas regiones no sucede así.

De acuerdo a McClatchie *et al.* (2009), desde el verano de 2007 hasta el inicio de 2009, el Sistema de la Corriente de California estuvo dominado por condiciones del evento La Niña, con una transición hacia condiciones El Niño en la primavera de 2009. Espinosa-Carreón *et al.* (2007) reportan los efectos de los eventos interanuales en la productividad primaria en la región sur de la Corriente de California, concluyen que la zona frente a Baja California presenta un amortiguamiento de la señal de La Niña 1999, por lo que no se manifiestan estimaciones de productividad primaria por encima del valor promedio. Sin embargo, se desconoce si el amortiguamiento de la señal se presenta en todos los eventos La Niña, por lo anterior el objetivo de este trabajo fue conocer la variabilidad de la productividad primaria frente a Baja California durante La Niña 2008.

Materiales y métodos

Se realizó el crucero IM0807 del Programa de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) del 14 de julio al 02 de agosto de 2008 a bordo del B/O Francisco de Ulloa del CICESE, en cada una de las estaciones oceanográficas se registró la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto mediante un CTD Seabird, así como la toma de alícuotas de agua para la concentración de clorofila-*a* (Clo-*a*) mediante botellas Niskin acopladas a una roseta (Figura 1). La determinación de Clo-*a* se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Venrick y Hayward

(1984), Yentsch y Menzel (1963) y Holm-Hansen *et al.* (1965). Se realizaron incubaciones de productividad primaria a 100, 50, 30, 20, 10 y 1% de irradiancia superficial (E_0) en 12 estaciones, se siguió la metodología descrita en Steeman-Nielsen (1952), Babin *et al.* (1994) y Parsons *et al.* (1984).

Resultados y discusión

En la zona costera norte se apreciaron bajas temperaturas $<16\text{ }^{\circ}\text{C}$, lo que sugiere la presencia de surgencias costeras. En la zona sur las bajas temperaturas se presentaron alejadas de la costa, en específico, en la línea 133 (estaciones 35 y 40) se observó un núcleo de baja temperatura ($16\text{ }^{\circ}\text{C}$), que sugiere la presencia de un remolino ciclónico en esta área, a excepción de la estructura anterior, las estaciones oceánicas presentan en general temperaturas más altas (Figura 2a). En la zona norte se registraron valores de salinidad de 33.2 a 33.6 que pueden deberse a la intrusión de agua de la CC, en la zona sur, cerca de la costa, se presentaron valores de hasta 34 unidades (Figura 2b). El oxígeno disuelto a 10 m presentó altas concentraciones en la zona costera norte con valores de $6.0\text{--}6.5\text{ mg l}^{-1}$ desde Ensenada hasta Bahía Vizcaíno, la zona sur registró concentraciones elevadas fuera de la costa ($\sim 5\text{ mg l}^{-1}$) (Figura 2c). En la distribución de Clo-*a* se observan valores altos ($>3.2\text{ mg m}^{-3}$) en la costa desde Ensenada a Bahía Vizcaíno, mientras que en la zona sur se observó un núcleo de $>1.6\text{ mg m}^{-3}$ aproximadamente a los $26\text{ }^{\circ}\text{N}$ (Figura 2d).

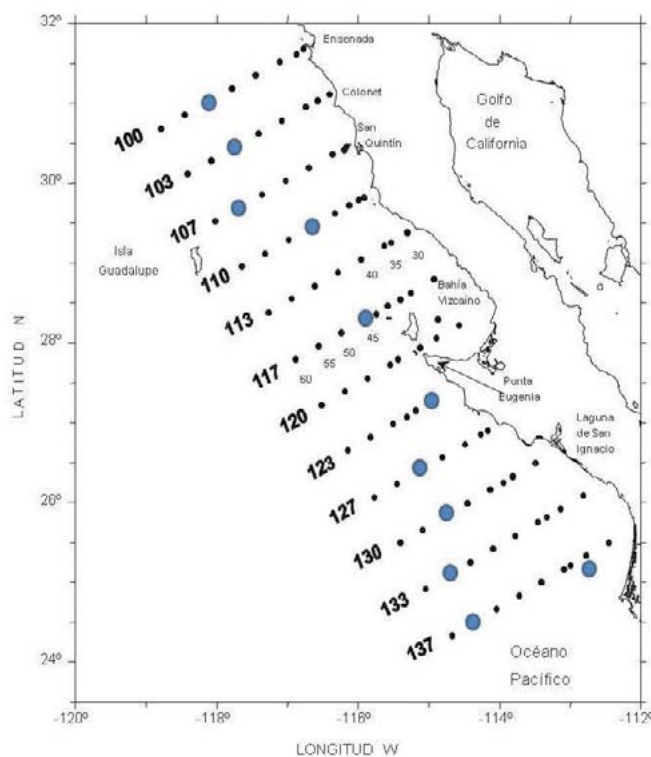


Figura 1. Área de estudio, los números representan las líneas del cruce, los puntos las estaciones. En puntos azules se presentan las estaciones donde se realizaron experimentos de productividad primaria y curvas P-E.

Durante julio de 2008, el agua con baja temperatura y salinidad en la superficie son características de la presencia de agua de la Corriente de California (Hayward *et al.*, 1999), mientras que la zona sur se registraron temperaturas más cálidas y salinidades más altas (Marchesiello *et al.*, 2003; Jerónimo,

2007). Jerónimo-Moreno y Gómez-Valdés (2006) sugieren que en Punta Eugenia confluyen aguas subárticas, frías y poco saladas al norte, y al sur se registran aguas ecuatoriales, cálidas y saladas. Goericke *et al.* (2004) reportan para julio de 2003 un patrón de clorofila similar al de julio de 2008, que aumenta de norte a sur y de costa a océano. La Clo-*a* presentó altos valores en la zona costera asociados a bajas temperaturas que indican la presencia de surgencias costeras en la región norte de acuerdo a Venrick *et al.* (2003). Mientras que en la región sur se presentan altas concentraciones entre las líneas 130 y 133 en la estación 40, que se asocian a un punto de baja temperatura y alta salinidad, Espinosa-Carreón *et al.* (2004) y Soto-Mardones *et al.* (2004) reportan la presencia de procesos de mesoescala en esta región.

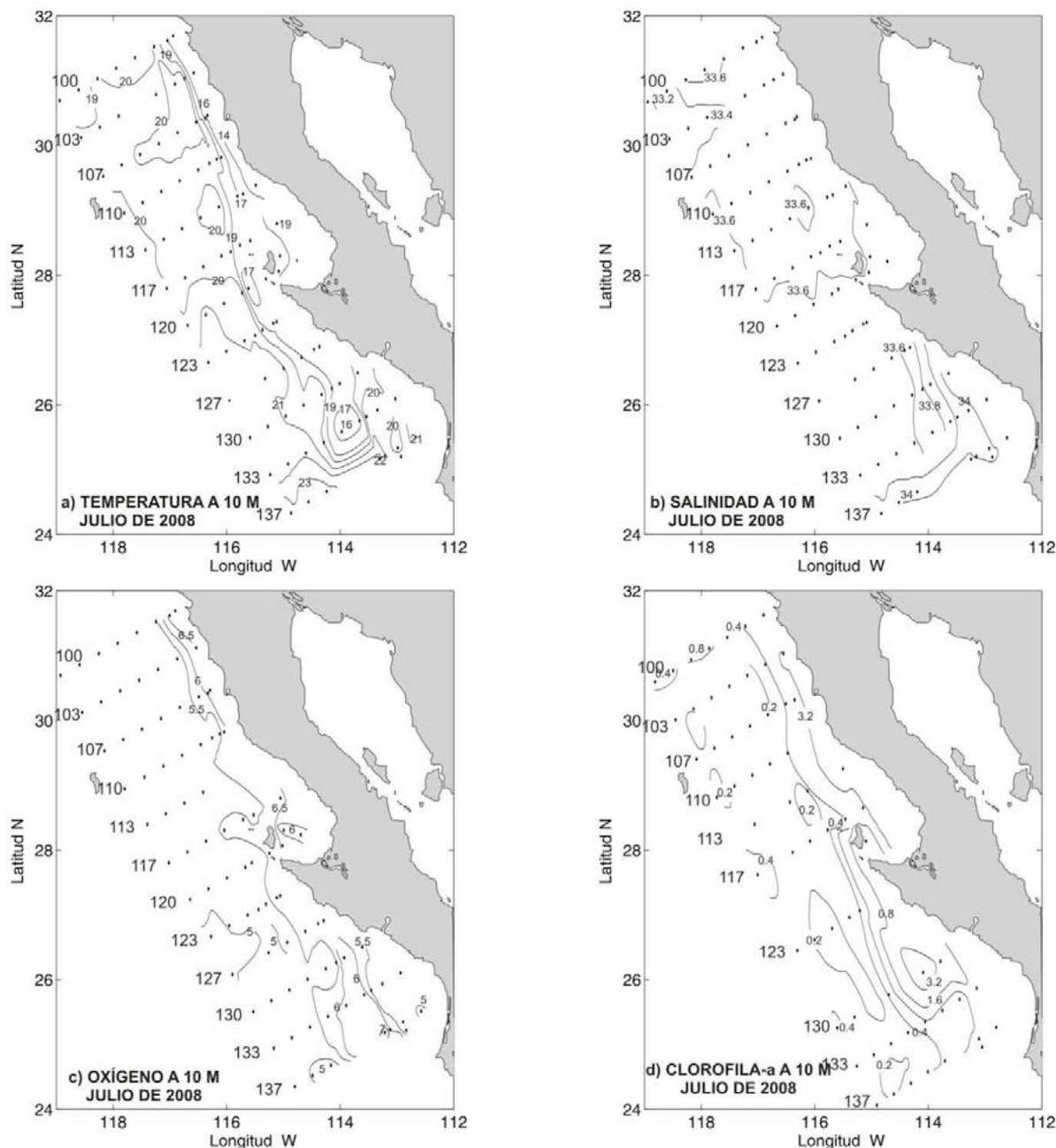


Figura 2. Mapas de temperatura (°C), salinidad, oxígeno (mg l⁻¹) y Clo-*a* (mg m⁻³) a 10 m de profundidad durante julio de 2008 en la región sur de la CC.

Kahru y Mitchell (2000) dividen el área en zonas tróficas: oligotrófica ($Clo-a < 0.2 \text{ mg m}^{-3}$), mesotrófica ($\sim 0.2-1.0 \text{ mg m}^{-3}$) y una costera eutrófica ($> 1.0 \text{ mg m}^{-3}$). Valdez-Diarte (2010) reporta que la profundidad del máximo de clorofila-*a* en julio 2008 se registró entre los 15 y 40 m en las zonas costera y oceánicas respectivamente, considerando además la distribución horizontal de la *Clo-a* a 10 m (Figura 2d) y a 50 m (no mostrada), sugiere que el estado trófico fue eutrófico en la zona costera y en el remolino ciclónico, y mesotrófico en el resto del área. Espinosa-Carreón *et al.* (2007) dividieron la región frente a Baja California en tres zonas de acuerdo al patrón medio de la tasa de asimilación de carbono (C): costera eutrófica, oceánica oligotrófica e intermedia mesotrófica.

El área de estudio fue dividida de acuerdo a las características físicas y biológicas en dos regiones: (a) la norte, que comprende entre las líneas hidrográficas 100 y 117 de IMECOCAL incluyendo Bahía Vizcaíno, y (b) la sur que incluye el área comprendida entre las líneas hidrográficas 120 y 137 de acuerdo a lo propuesto por Sosa-Avalos *et al.* (2007), en este trabajo se dividió a su vez en estaciones costeras y oceánicas, por anterior se presenta la productividad primaria en las zonas: Costera Norte y Sur, Oceánica Norte y Sur.

Durante julio de 2008 la productividad primaria integrada en la zona eufótica (PP_{eu}) en el área de estudio registró un promedio de $59.9 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($36-90 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), los valores más altos se registraron en las estaciones 117.40 (frente a Bahía Vizcaíno) y 107.55; el valor más bajo se presentó en la estación 133.50. La *Clo-a* integrada, se registró entre 64 mg m^{-2} y 100 mg m^{-2} , el valor más alto de *Clo-a* en toda el área se registró también en la 117.40. En general las estaciones costeras registraron los mayores valores integrados de PP_{eu} y de *Clo-a* (Cuadro 1), debido al efecto fertilizador de las surgencias costeras, sin embargo, es en primavera cuando el efecto es más intenso, y la productividad primaria no se presenta al mismo tiempo en toda la costa (Espinosa-Carreón *et al.*, 2004). Si se considera el área en dos zonas solamente, la zona norte fue la más productiva, debido además de las surgencias a la influencia de la CC que transporta nutrientes (aunque en menor concentración que las surgencias costeras) (Chávez *et al.* 2002).

Cuadro 1. Productividad primaria integrada en la zona eufótica (PP_{eu}) y clorofila-*a* integrada en la zona eufótica (*Clo-a* int) en las divisiones del área de estudio en julio 2008

Costa norte			Océano norte		
Estación	PP_{eu} ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	<i>Clo-a</i> int (mg Clo-a m^{-2})	Estación	PP_{eu} ($\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)	<i>Clo-a</i> int (mg Clo-a m^{-2})
110.45	81.42	80.40	110.50	49.62	86.42
117.40	90.70	99.83	103.50	57.31	70.98
	86.06	90.12	107.55	81.42	96.18
			113.60	44.62	87.43
				58.24	85.25
Costa sur			Océano sur		
123.42	77.98	86.18	127.50	45.90	89.53
138.30	54.69	87.43	130.50	58.20	71.84
	66.34	86.81	133.50	35.92	97.49
			137.55	39.72	63.96
				44.94	80.71

El inicio de 2008 se caracterizó por una fuerte influencia de La Niña, que se debilitó hacia el mes de marzo con la reducción significativa de las anomalías de calor en el océano (McClatchie *et al.*, 2009). Durante julio de 2008 se apreció que la región norte del área de estudio estuvo influenciada por agua de la CC frías y poco saladas (Hayward *et al.*, 1999; Jerónimo *et al.*, 2006), sin embargo, en la región sur se aprecian altas temperaturas y salinidades lo que sugiere la presencia de agua subsuperficial del sur (Cantú-Ontiveros, 2005).

Al realizar la comparación de la productividad primaria de este año con otros, Cepeda-Morales (2004) reporta valores de la tasa máxima de fijación de carbono con experimentos *in situ* realizados en cruceros durante julio de 1998 a octubre de 2002 en la región sur de la CC, obtuvo un valor promedio de $3.53 \text{ mg C (mg Clo-} a \text{ h)}^{-1}$, con un valor máximo de $9 \text{ mg C (mg Clo-} a \text{ h)}^{-1}$ durante julio de 2002 y un valor mínimo de $1 \text{ mg C (mg Clo-} a \text{ h)}^{-1}$ en octubre de 2002. Espinosa-Carreón (2005), reportó un valor promedio de $0.45 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ para julio de 2000, mientras que julio de 2008 se registró un valor promedio de $0.99 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ para el área de estudio. Sosa-Avalos *et al.* (2007) reporta que no hubieron diferencias significativas entre la PP_{eu} del año 1999 (año La Niña) y 2000. Espinosa-Carreón *et al.* (2004) mostraron que el efecto de La Niña se aprecia principalmente en la región costera al sur de Punta Eugenia, e indicaron también que la advección de agua fría del norte proveniente de la CC es principalmente en verano.

Conclusiones

La región IMECOCAL durante julio de 2008 registró la presencia de agua de la Corriente de California, su influencia más notable fue la baja salinidad y baja temperatura en la región norte, los cuales se incrementaron hacia el sur del área, debido a la mezcla con agua proveniente del ecuador. No hay evidencia notable de los efectos del evento de La Niña sobre la clorofila ni sobre la producción primaria, debido a que el sistema probablemente amortiguó los efectos. La zona norte fue la más productiva debido al efecto combinado de las surgencias costeras y de los nutrientes que transporta la Corriente de California.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento de los proyectos: CONACYT: 225080-5-4302PT, DAJ J002/750/00, G35326T, 99252, 129140; IAI-CRN 062; COAS-OSU No. NAS5-31360 y OCE-9907854; IOCCG; IPN SIP20131828. El primer autor tiene becas EDI y COFAA.

Bibliografía

- Babin M., A. Morel, R. Gagnon. 1994. An incubator designed for extensive and sensitive measurements of phytoplankton photosynthetic parameters. *Limnology and Oceanography* 39:694–702.
- Cantú-Ontiveros J. P. 2005. Producción primaria en la región sur de la Corriente de California durante enero y abril del 2003. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas, Oceanología.
- Cepeda-Morales J. C. A. 2004. Aplicación de un modelo para estimar la producción primaria por sensores remotos en la región sur de la Corriente de California: evaluación y consideraciones. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas.
- Chávez F. P., J. T. Pennington, C. G. Castro, J. P. Ryan, R. P. Michisaki, B. Schlining, P. Walz, K. R. Buck, A. McPhaden, C. A. Collins. 2002. Biological and chemical consequences of the 1997-1998 El Niño in central California waters. *Progress in Oceanography* 54:205-232.
- Cullen J. J., P. J. S. Franks, D. M. Karl, A. Longhurst. 2002. Physical influences on marine ecosystem dynamics. *In*. Robinson, A. R., J. J. McCarthy, B. J. Rothchild (eds). *The Sea*, Vol. 12, John Wiley, New York. pp. 297-336.
- Espinosa-Carreón T. L. 2005. Producción primaria oceánica con relación a procesos físicos de mesoescala en la región sur de la Corriente de California. Tesis Doctoral. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.
- Espinosa-Carreón T. L., T. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres, G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature of Baja California. *Journal of Geophysical Research* 109: C03039. doi: 1029/2003JC002105.

- 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. *En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. INE, CICESE. pp. 293-304.*
- 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, Y. Resenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek, W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: A testy of our knowledge of earth as a system. *Science* 290:291-295.
- Goericke R., E. Venrick, A. Mantyla, R. Hooff, B. E. Lavaniegos, S. J. Bograd, F. B. Schwing, W. T. Peterson, A. Huyer, R. L. Smith, P. A. Wheeler, G. Gaxiola-Castro, K. D. Hyrenbach, W. J. Sydeman, J. Gómez-Valdez. 2004. The State of The California Current, 2003-2004: A rare "normal" year. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 45:27-60
- Hayward T. L., T. R. Baumgartner, D. M. Checkley, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, K. D. Hyrenbach, A. W. Mantyla, M. M. Mullin, T. Murphree, F. B. Schwing, P. E. Smith y M. Tegner. 1999. The State of the California Current, 1998-1999: transition to cool-water conditions. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 40:29-62.
- Holm-Hansen, Lorenzen, R. Holmez, J. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll and colored dissolved organic matter concentration in the California Current. *Journal of Geophysical Research* 106: 2517-2529.
- Huyer A., R. L. Smith. 1985. The signature of El Niño off Oregon in 1982-83. *Journal of Geophysical Research* 90:7133-7142.
- Jerónimo-Moreno G. 2007. Variabilidad termohalina de la capa superior del océano en la región sur de la Corriente de California. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Tesis doctoral.
- Jerónimo-Moreno, G., J. Gómez-Valdés. 2006. Promedios de temperatura y salinidad sobre la superficie isopícnica en la capa superior del océano frente a Baja California. *Ciencias Marinas* 32:663-667.
- Kahru M., G. Mitchell. 2000. Influence of 1997-1998 El Niño on the surface chlorophyll in the California Current. *Geophysical Research Letters* 27:2937-2940.
- Margalef R. 1978. Life – forms of phytoplankton as survival alternatives in an instable environment. *Oceanol. Acta* 1:493-509.
- Marchesiello P., J. C. McWilliams, A. Shchepetkin. 2003: Equilibrium structure and dynamics of the California Current System. *Journal of Physical Oceanography* 33:753-783.
- McClatchie S., R. Charter, W. Watson, N. Lo, K. Hill, M. Manzano-Sarabia, R. Goericke, C. Collins, E. Bjorkstedt, F. B. Sewing, S. J. Bograd, M. Kahru, G. Mitchell, J. A. Koslow, S. Ralston, J. Field, W. T. Peterson, R. Emmett, J. Gómez-Valdés, B. E. Lavaniegos, G. Gaxiola-Castro, L. Rogers-Bennet, J. Gottschalck, M. L'Heureux, Y. Xue, L. Munger, G. Campbell, K. Markens, D. Camacho A. Havron, A. Douglas, J. Hildebrand. 2009. The state of the California Current, spring 2008-2009: cold conditions drive regional differences in coastal production. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 50:43-68.
- Parsons T. R., Y. Maita, C. M. Lalli. 1984. "A manual of chemical and biological methods for seawater analysis". Pergamon Press. 173 pp.
- Platt T., S. Sathyendranath. 1999. "Spatial structure of pelagic ecosystem processes in the global ocean". *Ecosystems* 2:384-394.
- Sakshaug E., A. Bricaud, Y. Dyonneau, P. G. Falkowski, D. A. Kiefer, L. Legendre, A. Morel, J. Parslow, M. Takahashi. 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *Journal of Plankton Research* 19:1637-1670.
- Schwing F. B., Bograd S. J., Collins C. A., Gaxiola-Castro G., García J., Goericke R., Gómez-Valdez J., Huyer A., Hyrenbach K. D., Kosro P. M., Lavaniegos B. E., Lynn R. J., Mantyla A. W., Ohman M. D., Peterson W. T., Smith R. L., Sydeman W. J., Venrick E., Wheeler P. A., 2002. The state of The California Current, 2001-2002: Will The California Current System keep its cool, or is El Niño looming? *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 43:31-68.
- Sosa-Ávalos R., T. L. Espinosa-Carreón, G. Gaxiola-Castro. 2007. "Las condiciones de La Niña-1999 causaron un incremento en la producción de carbono orgánico frente a Baja California?", 2007. De-la-Torre-Hernández, B. y G. Gaxiola-Castro (eds). Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT) - CICESE, ISBN: 978-968-817-855-3, 305-318 pp.
- Soto-Mardones L., A. Parés-Sierra, J. García, R. Durazo, S. Hormazabal. 2004. Analysis of the mesoscale structure in the IMECOCAL region (off Baja California) from hydrographic, ADCP and altimetry data. *Deep-Sea Research II* 51:785-798.
- Steeman-Nielsen E. 1952. The use of radio-active Carbon (14C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 18: 117-140.



- Valdez-Diarte S. 2010. Productividad primaria frente a Baja California en Julio de 2008. Tesis de Licenciatura. Universidad de Occidente. Guasave, Sinaloa. 56 pp.
- Venrick E., T. L. Hayward. 1984. Determining chlorophyll on the 1984 CalCOFI surveys. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 25:74-79.
- Venrick E., S. J. Bograd, D. Checkley, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, J. Hunter, A. Huyer, K. D. Hyrenbach, B. E. Lavaniegos, A. Mantyla, F. B. Schwing, R. L. Smith, W. J. Sydeman, P. A. Wheeler. 2003. The state of The California Current, 2002-2003: Tropical and subarctic influences vie for dominance. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 44:28-60.
- Yentsch C. S., D. W. Menzel. 1963. A method for the determination of phytoplankton, chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Research* 10:221-231.

2.13 Asimilación de carbono en el Sistema Lagunar Navachiste, Guasave, Sinaloa

Quiroz-Del Campo Nallely N.¹; Espinosa-Carreón T.¹; Yee-Rendón Cristo²; Chiquete-Ozono Alma Y.¹; Bañuelos-Valles Jenny L.¹ y Vázquez-Martínez Irene¹

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Unidad Sinaloa, Bulevar Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa, México. Autor para correspondencia: nallely_bum@hotmail.com, leticiaesp@gmail.com

²Universidad Autónoma de Sinaloa, Escuela de Físico-Matemáticas, Culiacán, Sinaloa, México.

Resumen

Parte del Sistema Lagunar Navachiste (SLN), está en proceso de eutrofización por descargas de aguas domésticas, agrícolas y aguas de desecho de la acuicultura, presenta tres bocas que intercambian agua del área marina adyacente, la boca de norte (Ajoro) presenta influencia de surgencias costeras estacionales con altas concentraciones de nutrientes inorgánicos. El objetivo de este estudio fue estimar la tasa de asimilación de carbono en dos épocas contrastantes y bajo tres condiciones hidrológicas en el SLN. Se realizaron los muestreos de parámetros físico-químicos, clorofila-*a*, nutrientes (amonio, nitratos, nitritos, ortofosfatos y silicatos) en 13 estaciones y se estimó la tasa de asimilación de carbono (PP) mediante el método de evolución de oxígeno disuelto en tres estaciones con influencia de agua del océano adyacente, transición, y drenes. La temperatura, salinidad y pH promedios del sistema fueron mayores en la época cálida (29.8 °C, 39.0 y 7.93 respectivamente). En la época fría la temperatura promedio fue 16.1 °C, la concentración de nutrientes, oxígeno disuelto y clorofila-*a* fueron más altos que en la época cálida, asociados a la influencia de las surgencias costeras. Bajo la influencia de las tres condiciones hidrológicas, los resultados mostraron en la época cálida un sistema pobre en nitratos, la principal fuente de nitrógeno fue el amonio, la PP fue mayor en donde prevalecen condiciones de transición, se sugiere una comunidad de fitoplancton dominada por nano y picoplancton. En la época fría, a pesar del efecto fertilizador de las surgencias costeras, la productividad primaria fue mayor bajo la influencia de los drenes.

Palabras clave: productividad primaria, fitoplancton, laguna costera, Sinaloa.

Abstract

Part of Navachiste Lagoon System (NLS), is in the process of eutrophication by discharge of domestic, agricultural and aquaculture wastewater flows, presents three mouths to water exchange from adjacent marine area, northern mouth (Ajoro) has influence seasonal coastal upwelling with high concentrations of inorganic nutrients. The goal of this study was estimate the carbon assimilation rate in two seasons in three contrasting hydrological conditions in the NLS. Samplings were performed physicochemical parameters, chlorophyll-*a*, nutrients (ammonium, nitrate, nitrite, orthophosphate and silicate) in 13 stations and estimated the carbon assimilation rate (PP) by the evolution of dissolved oxygen method in three stations with influence of adjacent ocean water, transition, and drains. Temperature, salinity and pH averages of the system were higher in the warm season (29.8 °C, 39.0 and 7.93 respectively). In the cold season the average temperature was 16.1 °C, the concentration of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll-*a* were higher than in the warm season, associated with coastal upwelling influence. Under the influence of the three hydrologic conditions, the results showed in the warm season in the system was low nitrate concentrations, the main source of nitrogen was ammonium, the PP was higher in zone prevails transition, suggesting a phytoplankton community dominated by nano and picoplankton In the

cold season, despite the fertilizing effect of coastal upwelling, primary productivity was higher under the influence of the drains.

Introducción

Las lagunas costeras y estuarios son consideradas ambientes altamente productivos. Son sistemas complejos y desde el punto de vista hidrológico están influenciados por el intercambio de masas de agua de características diferentes que originan fenómenos peculiares que se reflejan en su comportamiento físico, químico y biológico (Kjerfve, 1994). Son ecosistemas acuáticos poco profundos que se desarrollan en la interface entre los ecosistemas terrestres y marinos, son muy importantes para la conservación de la biodiversidad, refugio de aves migratorias y de la biota acuática. Son consideradas las áreas más productivas del ecosistema marino, con tramas tróficas de alta diversidad y biomasa de productores primarios y secundarios en comparación con otros sistemas acuáticos (Nixon 1982, 1985; Yáñez-Arancibia, 1986; Brouillon-Moreno *et al.*, 1988). En estos sistemas la productividad primaria (PP) permite evaluar la capacidad de captación de energía de los organismos autotróficos. La PP depende de la disponibilidad y calidad de luz (Ryther, 1956), fuentes de carbono (Beyers y Odum, 1959), de nutrientes (Boynton *et al.*, 1982; Nixon, 1981 y 1982; Kjerfve, 1994) y de la temperatura.

En sistemas lagunares mexicanos se han realizado diversos trabajos sobre la asimilación del carbono, destacan los de Mee *et al.* (1987) quienes realizaron un estudio de la fijación del radiocarbono en dos lagunas costeras tropicales de la costa del Pacífico Mexicano, Reyes y Merino (1991) realizaron un trabajo de asimilación de carbono en la Laguna Bojórquez, Q. Roo, la cual ha presentado impactos por dragados y descargas domésticas, ocasionados por el desarrollo turístico de Cancún, Sosa-Ávalos *et al.* (1995) estimaron la PP del fitoplancton en Punta Banda, Baja California, Reyes-Salinas *et al.* (2003) estimaron la PP a partir de la fluorescencia natural en la Bahía de La Paz, algunas otras investigaciones abarcan una caracterización regional, como la costa occidental de Baja California, el Golfo de California, parte del Golfo de Tehuantepec, la sonda de Campeche y la zona del Caribe Mexicano (Hernández-Becerril, 1993).

En Sinaloa sólo se tiene el antecedente de dos trabajos, Gilmartin y Revelante (1978) estudiaron la productividad primaria fitoplanctónica en las lagunas con islas de barrera del Golfo de California, para Sinaloa reportaron datos de asimilación de carbono en la Bahía de Ohuira, que es la más cercana al área de estudio de este trabajo, y el de Flores-Verdugo *et al.* (1990) quienes realizaron un estudio de PP, ecología del manglar y la comunidad de peces en el sistema lagunar-estuarino Teacapan-Agua Brava.

El Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (Sistema Lagunar Navachiste - SLN) se encuentra situado en el Norte del Estado de Sinaloa entre los 25°15' y 25°35' de latitud Norte y los 108°30' y 109°03' de longitud oeste y cuenta con un área aproximada de 280 km² (Escobedo-Urías *et al.*, 2003). El SLN está constituido por tres lagunas costeras: San Ignacio con una superficie aproximada de 52 km², Navachiste con 190 km² y Macapule con 38 km² (Escobedo-Urías *et al.*, 2003; Magaña-Álvarez, 2004), presenta las descargas de aguas residuales, agrícolas y acuícolas, muchas de ellas sin tratamiento alguno. En invierno-primavera en la boca norte (Aajoro) presenta además la influencia de las surgencias costeras (Figura 1). En el sistema se han realizado diversos estudios como del intercambio de carbono orgánico hacia la zona marina adyacente, sedimentos, metales pesados, macroalgas, eutrofización y sobre florecimientos algales, entre otros, sin embargo, a la fecha no se cuenta con un estudio sobre la capacidad de fijación de carbono bajo tres condiciones hidrológicas diferentes. Por lo anterior el objetivo de este trabajo fue estimar la tasa de asimilación de carbono en dos épocas contrastantes y bajo tres condiciones hidrológicas en el Sistema Lagunar Navachiste, Guasave, Sinaloa en el 2012.

Materiales y métodos

Se establecieron 13 puntos de muestreo, en tres de los cuales se estimó la PP mediante el método de evolución de oxígeno disuelto bajo diferentes condiciones hidrológicas: 1) influencia de agua oceánica, 2) agua de transición (bahía y mezcla) y 3) descarga de drenes; estaciones uno, tres y nueve respectivamente (Figura 1). En el nivel superficial de cada punto se midió el pH con un potenciómetro Hanna, salinidad con un refractómetro Spec científico, el oxígeno disuelto y la temperatura con un Oxímetro YSI 58, y la transparencia con un disco de Secchi, se tomó una alícuota de 1L de agua de mar en cada punto para la determinación de Clo-*a* mediante las técnicas descritas por Strickland y Parsons (1972). Los nutrientes amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos y silicatos (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 y SiO_2 , respectivamente) se determinaron siguiendo las técnicas descritas por Strickland y Parsons (1972). Para la estimación de PP se siguieron las técnicas descritas por Winkler (1988) y Strickland y Parsons (1972). Se realizaron cuatro muestreos: junio, septiembre y noviembre de 2012 y enero 2013. Cabe mencionar que las estimaciones de PP se realizaron en tres niveles de irradiancia (E_o) (100, 30 y 1%), y en cada nivel se tomaron todos los parámetros físico-químicos y alícuotas para la determinación de clorofila-*a* y nutrientes.



Figura 1. Área de estudio. Se observan los 13 puntos de muestreo (clips amarillos) y en el recuadro sus nombres. En círculos verdes se muestran las estaciones donde se realizaron las estimaciones de productividad primaria.

Resultados y discusión

A partir de los resultados de un análisis de similitud alimentado de datos de temperatura y salinidad de todos los muestreos se dividió el área de estudio en tres grupos, en el primer grupo se encuentran las estaciones tres, cuatro, cinco, seis y once, las primeras se localizan en la laguna de San Ignacio y la última en La Bocanita, todas con influencia de aguas oceánicas, el segundo grupo está ubicado en las lagunas Navachiste y Macapule con influencia de aguas de transición (bahía y mezcla), y el tercer grupo lo conforma sólo una estación, El Huitussi con influencia de drenes agrícolas (Figuras 1 y 2).

A continuación se describen los parámetros hidrológicos de las 13 estaciones en los cuatro muestreos y después la asimilación de carbono en las tres estaciones representativas de las diferentes condiciones hidrológicas en dos épocas contrastantes.

Temperatura

La temperatura superficial del agua durante el primer muestreo en junio del 2012 varió de 29.7 °C en El Huitussi a 34 °C en Punta Zihuai (Figuras 1 y 3a). En septiembre del 2012 se obtuvo un intervalo de 28.8 °C (El Huitussi) - 30.9 °C (Boca Vasiquilla y El Tobaleño). En noviembre del 2012 se registraron una temperatura mínima de 20.1 °C en El Tortugo y una máxima de 22.7 °C en La Bocanita y El Cerro Cabezón. En enero de 2013, se registró una disminución en la temperatura, registrándose valores de 9 °C-15 °C. La temperatura es una de las variables físicas más importantes en las lagunas costeras ya que afectan a la densidad, la tasa de evaporación, salinidad, saturación de oxígeno y algunos procesos biogeoquímicos (Pickard, 1979; De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez, 1994; Magaña-Álvarez, 2004; Zavala-Norzagaray, 2006). De acuerdo a los resultados de este estudio el comportamiento estacional de la temperatura presenta dos épocas climáticas cálida (mayo-octubre) y fría (noviembre-abril) que corresponde a lo ya reportado para el SLN y otras lagunas costeras del Golfo de California (Zavala-Norzagaray, 2006).



Figura 2. Recuadro superior derecho, dendrograma obtenido a partir de la serie de temperatura y salinidad de los cuatro muestreos. En color verde se muestran las estaciones con influencia de agua oceánica (1), en negro agua de transición (2) y en rojo de descarga de drenes (3).

Salinidad

Los niveles de salinidad en junio registraron valores de salinidad relativamente homogéneos con valores desde 42 ups (Punta Zihuai) a 47 ups (El Hutissi). En septiembre los valores disminuyeron con respecto a los de junio debido probablemente a la temporada de lluvias en el área, los datos variaron desde 20 ups en Boca del Río a 39 ups en el Cerro Cabezón. En noviembre la salinidad fluctuó de 31 a 37 y en enero de 35 a 40 (Figura 3b).

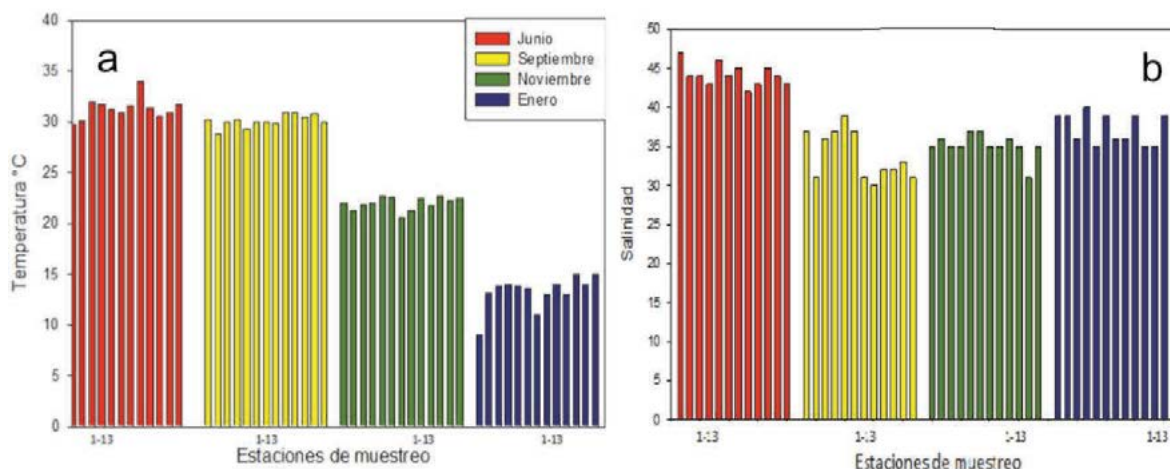


Figura 3. a) Variabilidad estacional de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) Salinidad del agua en las diferentes estaciones de muestreo del Sistema Lagunar Navachiste (cada barra representa de derecha a izquierda en orden ascendente, las estaciones de muestreo) en los muestreos de junio, septiembre y noviembre 2012, enero 2013.

La salinidad del agua es uno de los parámetros más importantes y frecuentemente estudiados en las lagunas costeras, un conocimiento detallado de la distribución de la salinidad es importante en los estudios de circulación y mezcla (De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez, 1994). Para el Sistema Lagunar Navachiste los valores de salinidad reportados por Escobedo-Urias *et al.*, (1999) fueron de 30-45, los resultados de este estudio muestran dos estaciones en las que sobresalen de los valores típicos reportados, el menor fue en Boca del Río con una salinidad de 20 ups y el más alto fue en El Huitussi con 47 ups, que es una de las estaciones más someras del sistema con profundidad no mayor a dos metros, lo que favorece la tasa de evaporación ya reportada para el sistema (Escobedo-Urias, 2010; Hakspiel-Segura, 2009).

Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto fluctuó de manera similar durante los meses cálidos (junio y septiembre), con valores generalmente mayores en las bocas que en las demás estaciones de muestreo, con un intervalo de 2.75 a 5.86 mg L^{-1} . En la época fría (noviembre del 2012 y enero 2013) los valores de oxígeno disuelto fueron más altos con respecto a los registrados en los meses cálidos (5.9 a 9.5 mg L^{-1}) (Figura 4a).

De acuerdo a los resultados de este estudio, el oxígeno disuelto aumentó conforme la temporada del año, es decir, los valores mínimos en junio y los máximos en enero, asociados a la alta productividad primaria del sistema y a la influencia de las surgencias costeras durante invierno y primavera (Escobedo-Urias, 2010; Zavala-Norzagaray, 2006, Valencia-Martínez, 2013).

Escobedo-Urias (1999) reporta valores de pH para el área de estudio de 8.0 a 8.3, aunque De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez (1994) indica que el pH dentro de una laguna costera puede variar en un amplio intervalo. En este trabajo se registraron valores de pH de 7.6 a 8.3 para el muestreo de junio, de 7.6 a 8.1 en septiembre, registrándose el pH más bajo en el Tobaleño (en este lugar en el mes de noviembre también se registraron valores bajos de 7.4), esta estación está rodeada de manglar, y de acuerdo con Contreras-Espinosa (1993) en estos lugares comúnmente se observan valores bajos de pH ocasionados principalmente por el contenido de ácidos húmicos disueltos en el agua que provienen de este tipo de vegetación, estas sustancias también propician proliferación de bacterias y consumo de

oxígeno por procesos de degradación. Por otro lado, también se reportan valores altos de pH de 8.2 a 8.3 en tres diferentes estaciones como El Huitussi, Cerro Blanco y Cerro Cabezón, este comportamiento se repite a lo largo de las diferentes épocas climáticas del año, las cuales se localizan frente y a los alrededores de donde descarga el dren Batamote y Novobampo (Escobedo-Urias, 2010), sin embargo, Magaña-Álvarez (2004) reporta resultados contrarios e indica que los valores más bajos de pH se presentan donde descargan los drenes y los más altos en las bocas debido a que existe una influencia de aguas oceánicas, que suelen tener un pH mayor que las aguas de origen continental, de manera general los resultados de pH mostraron una marcada tendencia estacional (Figura 4b).

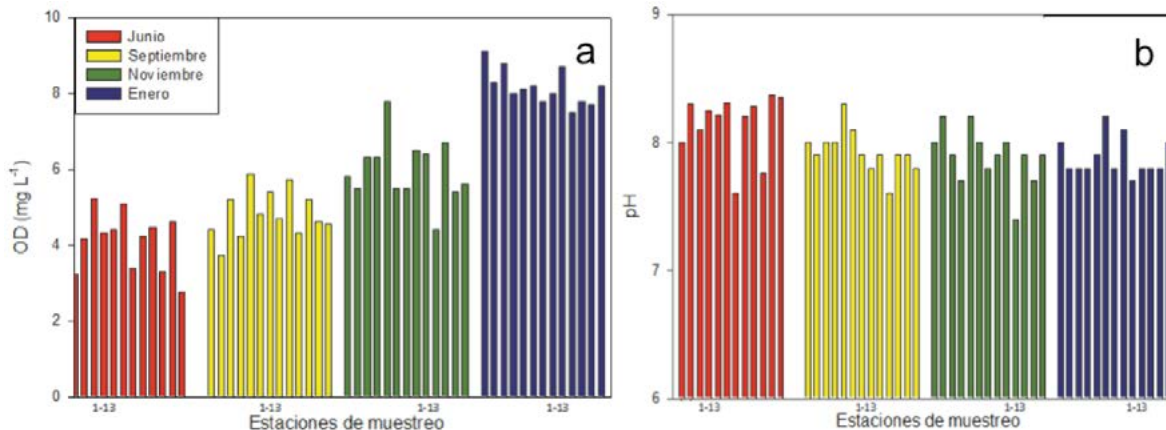


Figura 4. a) Concentración de oxígeno disuelto (OD en mg L^{-1}) y b) pH en las diferentes estaciones de muestreo del Sistema Lagunar Navachiste (cada barra representa de derecha a izquierda en orden ascendente, las estaciones de muestreo) en junio, septiembre y noviembre 2012 y enero 2013.

Clorofila a

De acuerdo a los registros de Clo-*a* se evidencian al igual que en temperatura, dos épocas climáticas cálida y fría reportadas anteriormente por Zavala-Norzagaray (2006), en la temporada cálida (junio y septiembre) la Clo-*a* fluctuó de 0.06 mg m^{-3} (Cerro Cabezón) a 2.78 mg m^{-3} (Cerro Bolita). En la temporada fría (noviembre y enero) la concentración de Clo-*a* fue mayor ($10.98 \text{ mg Cla m}^{-3}$) aunque osciló fuertemente en el sistema, las estaciones cercanas a la Boca de Ajoro respondieron al efecto fertilizador de las surgencias costeras adyacentes (Figura 5), lo cual concuerda con Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín (2007) quienes reportan para las costas de Sinaloa y Sonora que las surgencias costeras de agua subsuperficial fría y rica en nutrientes, se presentan con mayor intensidad en invierno-primavera y con Valencia-Martínez (2013) que reporta para el área marino costera del SLN la influencia de las surgencias costeras en invierno y primavera. Sin embargo, en la temporada cálida, Zavala-Norzagaray (2006) reportó un aumento de Clo-*a* en septiembre de 2003 asociándolo a florecimientos de nanofitoplancton estimulado por escorrentías y descarga de drenes que incorporan nitrógeno y fósforo. Por otro lado, Calvario-Martínez y Domínguez-Jiménez, (2007) en su estudio realizado en el Estero de Urías, Sinaloa, menciona que la Clo-*a* fue mayor en época de lluvias.

El SLN presenta condiciones mesotróficas la mayor parte del año con concentraciones dentro de las documentadas para lagunas costeras del Golfo de California (Gilmartin y Revelante, 1978; Zavala-Norzagaray, 2006).

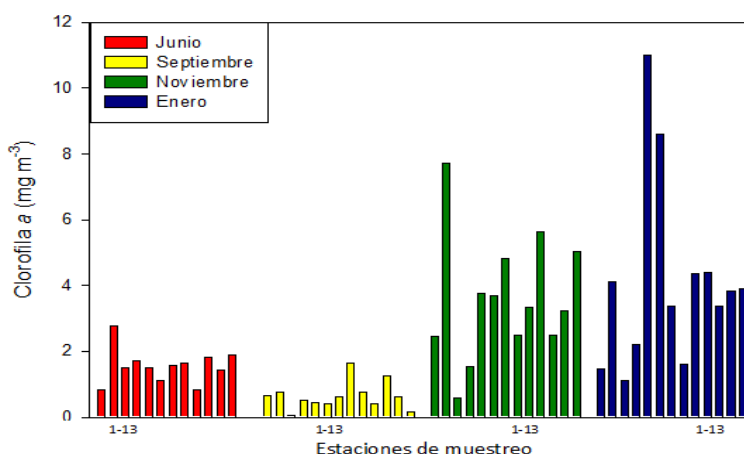


Figura 5. Variación temporal de la clorofila *a* tomadas en época cálida y fría en las diferentes estaciones de muestreo.

Estimación de la Productividad primaria en tres estaciones representativas de diferentes condiciones hidrológicas

De los valores de PP y de los parámetros físico-químicos en los tres niveles de irradiancia se realizó un promedio el cual se observa en el Cuadro 1. En la fase cálida la temperatura, salinidad y pH son mayores con respecto a la época fría, sin embargo el oxígeno disuelto (OD), Clo-*a* y nutrientes son menores que los de época fría, lo cual puede deberse al tipo de fitoplancton presente en la columna de agua en esta temporada. En la época fría el OD, Clo-*a* y nutrientes muestran un incremento respecto a la época cálida esto concuerda con Zavala-Norzagaray (2006) y Escobedo-Urías (2010), quien reporta un ciclo estacional promedio para el SLN, con dos marcadas épocas climáticas y los valores de los parámetros hidrológicos fueron similares a los que se obtuvieron en este trabajo.

Los resultados de PPB indican que en la temporada cálida se registraron valores menores que en el periodo frío. En el caso de PPN, su comportamiento responde a la concentración de organismos autótrofos en el ecosistema, y los valores son concordantes con los promedios reportados para lagunas costeras del Golfo de California por Gilmartin y Revelante (1978), la PPN es consistentemente mayor que la respiración, indicando la predominancia de condiciones autótrofas en el ecosistema y captura de CO₂ (Duarte y Agustí, 1998). El cambio de condiciones heterótrofas a autótrofas en la zona de estudio concuerda con lo señalado por Hitchcock *et al.* (2000) respecto a que los sistemas tropicales pueden actuar como sumideros de CO₂ en escalas de tiempo relativamente pequeñas.

En la época cálida, bajo las tres diferentes condiciones hidrológicas, se observa que la diferencia más fuerte se registró en la concentración de nutrientes (excepto ortofosfatos), los valores de nitratos en las tres estaciones son relativamente escasos, por lo que la fuente de nitrógeno es principalmente vía amonio, se propone que la fijación de nitrógeno atmosférico pudiera ser por cianobacterias (Escobedo-Urías, 2010), los valores más altos de productividad primaria se registraron en El Tortugo, en esta época se sugiere la presencia de una comunidad dominada por nano y picoplancton, lo cual concuerda con Hakspiel-Segura (2009). En la época fría es evidente el incremento en la concentración de los nutrientes principalmente en la estación de El Cerro Bolita, la cual presenta influencia del efecto fertilizador de las surgencias costeras adyacentes, sin embargo, la Clo-*a* no muestra una diferencia entre las tres estaciones. La productividad primaria fue mayor en El Huitussi que presenta influencia de las descargas de drenes, por lo anterior se sugiere que en la época fría bajo la influencia de aguas

oceánicas se presenta la predominancia de microfitoplancton, y bajo la influencia de drenes, y de transición y mezcla predomina el nano y picoplancton.

Cuadro 1. Valores promedio de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (ups), pH, Oxígeno disuelto (mg L^{-1}), nutrientes (μM), productividad primaria (PP) bruta, neta y respiración ($\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) en las temporadas cálida y fría

	Temporada Cálida			Temporada Fría		
	C. Bolita	Huitussi	Tortugo	C. Bolita	Huitussi	Tortugo
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	28.9	30.2	30.3	15.1	17.5	15.7
Salinidad	42.0	37.0	38.0	37.0	38.0	35.0
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	3.3	4.0	4.1	7.1	6.9	6.6
pH	7.9	8.1	7.8	7.9	7.9	7.7
Amonio (μM)	1.70	3.20	4.60	3.02	0.91	2.37
Nitratos (μM)	0.80	0.29	0.05	10.1	0.45	0.74
Nitritos (μM)	0.20	0.02	0.06	1.61	0.07	0.15
Ortofosfatos (μM)	1.30	1.72	1.45	5.84	2.20	2.54
Silicatos (μM)	95.70	61.45	56.24	112.9	46.28	67.07
Clorofila-a (mg m^{-3})	1.56	2.78	1.90	3.60	3.09	4.20
PP bruta ($\text{mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)	-----	12.80	58.85	35.47	76.62	30.43
PP neta ($\text{mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)	71.7	44.60	78.78	24.00	30.93	15.83
Respiración ($\text{mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)	-----	44.9	37.81	65.53	75.89	22.14

Conclusiones

El Sistema Lagunar Navachiste responde a una marcada temporalidad una cálida (junio-septiembre) y una época fría (octubre-marzo). Los datos de temperatura, salinidad y pH obtenidos para el sistema lagunar fueron más altos en el periodo cálido, con respecto al frío, mientras que los datos de oxígeno disuelto y clorofila *a* fueron mayores en la época fría. En las épocas contrastantes, donde se realizaron las estimaciones de productividad primaria en las tres influencias hidrológicas, los resultados mostraron en la época cálida un sistema pobre en nitratos, por lo que la principal fuente de nitrógeno fue el amonio, se sugiere la presencia en todo el sistema de una predominio de fitoplancton pequeño (nano y picoplancton). En la época fría, en la estación con influencia de agua oceánica se observó un incremento en la concentración de nutrientes debido al efecto fertilizador de las surgencias costeras, la clorofila-*a* fue similar en las tres estaciones, mientras que la productividad primaria fue mayor bajo la influencia de los drenes, por lo anterior se propone una posible dominancia de microfitoplancton en el área de influencia de aguas oceánicas, y de nano y picoplancton, en las de drenes y transición y mezcla.

Agradecimientos

El primer autor agradece al CONACYT por la beca de estudios de maestría. Los autores agradecen el financiamiento de los proyectos IPN SIP20121188 y SIP20131828. LEC tiene becas EDI y COFAA.

Bibliografía

- Beyers R. J., H. T. Odum. 1959. The use of carbon dioxide to construct pH curves for the measurement of productivity. *Limnology and Oceanography* 4:499-505.
- Boynton W. R., W. M. Kemp, C. W. Keeke. 1982. A comparative analysis of nutrient and other factors influencing estuarine phytoplankton production. In: Kennedy V. S. (ed). *Estuarine Comparison*. Academic Press. Nueva York. 69 pp.

- Brouillón-Moreno L., A. Cantú-Díaz, F. Eccardi-Ambrosi, E. Lira-Fernández, J. Ramírez-Ruiz, E. Velarde-González, A. Zavala-González. 1988. Islas del Golfo de California. Coedición Secretaría de Gobernación/UNAM, México, DF. pp. 9-75.
- Calvario-Martínez O., V. P. Domínguez-Jiménez. 2007. Evaluación de la productividad del fitoplancton y de la respiración planctónica en la parte más interna del Estero de Urías, Sinaloa, México. Cap 11.
- Contreras-Espinosa F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. UAM-CONABIO. México, D.F. 415 pp.
- De la Lanza-Espino G., C. Cáceres-Martínez. 1994. Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. UNAM-UABCS. 525 pp.
- Duarte C. M., S. Agustí. 1998. The CO₂ balance of unproductive aquatic ecosystems. *Science* 281:234–236.
- Escobedo-Urías D., M. T. Hernández-Real, N. Herrera-Moreno, E. Ulloa-Pérez, A. Chiquete-Ozono. 1999. Calidad bacteriológica del Sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar. UMAR. Oaxaca, México.* pp. 17-27
- Escobedo-Urías D., M. T. Hernández-Real, N. Herrera-Moreno, E. Ulloa-Pérez. 2003. Efecto de los aportes de aguas residuales sobre el nivel de eutrofización en la laguna del colorado, Ahome, Sinaloa. INFORME TECNICO SIP 20030302. IPN-CIIDIR Sinaloa. México. 68 pp.
- Escobedo-Urías D. 2010. Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis de Doctorado en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 189 pp.
- Espinosa-Carreón T. L., J. E. Valdez-Holguín. 2007. Variabilidad Interanual de Clorofila en el Golfo de California. *Ecología Aplicada* 6:83-92.
- Flores-Verdugo F., F. Gonzalez-Farias, O. Ramirez-Flores. 1990. Mangrove Ecology, Aquatic Primary Productivity, and Fish Community Dynamics in the Teacapan-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries* 13:219-230.
- Gilmartin M., N. Revelante. 1978. The Phytoplankton Characteristics of the Barrier Island Lagoon of the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 7:29-47.
- Hakspiel-Segura C. 2009. Variación estacional de la trama trófica microbiana en la laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN.
- Hernández-Becerril D. U. 1993. Fitoplancton Marino en México. En: Salazar-Vallejo, S. I., N.E. González (eds). *Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO. México.* 865 pp.
- Hitchcock G. L., G. A. Vargo, M. L. Dickson. 2000. Plankton community composition, production and respirations in relation to dissolved inorganic carbon on the west Florida Shelf, April 1996. *Journal of Geophysical Research* 105:6579-6589.
- Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series. 577 pp.
- Magaña-Álvarez M. 2004. Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría, IPN-CIIDIR Sinaloa, México.
- Mee L. D. 1987. The Application of calculation models for estimating primary productivity in two tropical Mexican coastal lagoons. *Revista de Biología Tropical* 35:183-193.
- Nixon S. W. 1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. In: Nelson, B. J., L. E. Cronin (eds.). *Estuaries and nutrients. Humana Press, Nueva Jersey.* pp. 111-138.
- Nixon S. W. 1982. Nutrients primary production and fisheries yields in a costal lagoons. *Oceanologica Acta* 5:357-371.
- Nixon S. W. 1985. Benthic nutrient remineralization in a costal lagoon ecosystem. *Estuaries* 8:182-190.
- Pickard G. L. 1979. *Descriptive physical oceanography.* Pergamon Press, Oxford.
- Reyes E., M. Merino. 1991. Diel Dissolved Oxygen Dynamics and Eutrophication in a Shallow, Well-Mixed Tropical Lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14:372-381.
- Reyes-Salinas A., R. Cervantes-Duarte, R. A. Morales-Pérez, J. E. Valdez-Holguín. 2003. Variabilidad estacional de la productividad primaria y su relación con la estratificación vertical en la Bahía de la Paz, B. C. S. *Hidrobiológica* 13:103-110.
- Ryther J. H. 1956. Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity. *Limnology and Oceanography* 1:61-70.
- Sosa-Ávalos R., R. M. Núñez, E. S. D. Ángel. 1995. Productividad primaria del fitoplancton estimada con los métodos de oxígeno y carbono catorce en una estación del estero de Punta Banda, México. *Ciencias Marinas* 23:361-375.
- Strickland J. D. H., T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of sea-water analysis. *Journal of the Fisheries Research Board Canada.* 167. 311 pp.
- Valencia-Martínez S. 2013. Caracterización del área de alimentación de tortugas marinas en la zona marino-costera del complejo insular San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, Golfo de California. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 105 pp.
- Yáñez-Arancibia E. 1986. *Ecología de la zona costera. Análisis de siete tópicos.* AGT Editor, S. A. México. 189 pp.
- Zavala-Norzagaray A. 2006. Incidencia de postlarvas de camarón en el sistema lagunar San Ignacio- Navachiste-Macapule (2002-2003). Tesis de maestría IPN-CIIDIR Sinaloa, México.

2.14 Influencia de las surgencias costeras sobre la fracción de tamaño del fitoplancton en el área marino costera del Sistema Lagunar Navachiste, Sinaloa

Jiménez-Estrada Marytza Y.¹; Espinosa-Carreón T.¹; Sánchez-Saavedra P.²; Zavala-Norzagaray Alan A.¹; Ulloa-Pérez Ana E.¹ y López-Alcántara Dalia G.¹

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Unidad Sinaloa, Bulevar Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa, México. Autor para correspondencia: mary_san808@hotmail.com, leticiaesp@gmail.com

²CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, Baja California, México.

Resumen

El área marino costera del Sistema Lagunar Navachiste (SLN) presenta aguas frías y ricas en nutrientes provenientes de surgencias costeras que se desarrollan en invierno-primavera. El objetivo del trabajo fue conocer la variabilidad de la fracción de tamaño del fitoplancton en dos épocas contrastantes (surgencias y no-surgencias) frente al SLN. Se realizaron dos muestreos *in situ* representativos a cada época (primavera y otoño del 2012, respectivamente) para la determinación de Bio-volumen y de fitoplancton, para los mismos días de los muestreos se obtuvieron imágenes de satélite de clorofila-*a* (CLA), temperatura superficial del mar (TSM) y a partir el coeficiente de atenuación de luz difusa (K_{490}) se calculó la profundidad de la zona eufótica (Zeu). Durante la época de surgencias (primavera) la SST registró valores de 17-23 °C, la CLA de 0.5-3.5 mg m⁻³, y la Zeu fue inversa con respecto a la CLA; la influencia del agua fría de surgencia marca un patrón de distribución del fitoplancton, el grupo dominante fue el nanoplancton, el microfitoplancton estuvo representado por pocas diatomeas grandes. En la época de no-surgencias (otoño) la TSM registraron valores de 29-33 °C, la CLA de 0.4-1.5 mg m⁻³ y la Zeu fue mayor, la distribución del fitoplancton también mostró una asociación con la distribución de la TSM, el principal grupo fitoplanctónico también fue el nanoplancton, aunque hubo una sucesión hacia los dinoflagelados pequeños.

Palabras clave: imágenes de satélite, clorofila-*a*, surgencias, temperatura superficial del mar.

Abstract

The coastal marine area Navachiste Lagoon System (SLN) introduced cold waters rich in nutrients from coastal upwelling that develop in winter-spring. The main objective was determining the variability of phytoplankton size fraction into two contrasting periods (upwelling and non-upwelling) in front of SLN. Two samplings were performed *in situ* representative each period (spring and fall 2012, respectively) for determining Bio-volume and phytoplankton, for the same days of sampling were obtained satellite images of chlorophyll-*a* (CLA), sea surface temperature (SST) and from the coefficient of diffuse light attenuation (K_{490}) was calculated the euphotic zone depth (Zeu). During the upwelling season (spring) the values registered of SST 17-23 °C, the CLA of 0.5-3.5 mg m⁻³, and the Zeu was inverse about the CLA, the influence of the cold water upwelling marks a distribution pattern of phytoplankton, nannoplankton were the dominant group, the microphytoplankton was represented by few large diatoms. In the non-upwelling season (autumn) values recorded of SST 29-33 °C, the CLA of 0.4-1.5 mg m⁻³ and the Zeu was higher, the distribution of phytoplankton also shown an association with the distribution of the TSM, the main phytoplankton group was also the nannoplankton, but towards to a small dinoflagellate succession.

Introducción

El Golfo de California es un mar semicerrado, presenta una alta productividad y gran diversidad biológica. Se producen surgencias costeras generadas por el viento, tanto en la costa este (invierno y primavera) como en la costa oeste (verano) del Golfo, a lo largo de la costa occidental del territorio dichos afloramientos son más intensos y presentan una advección mayor que en la costa de Baja California (Roden, 1964; Lluch-Cota, 2000). Se registra una variación espacio temporal de la concentración de clorofila-*a* (Cla-*a*), con un marcado efecto sobre las comunidades de fitoplancton, en invierno se presentan concentraciones de Cla-*a* mayores a 10 mg m^{-3} . En verano la surgencia frente a la costa de Baja California, tiene un efecto muy débil sobre la biomasa de fitoplancton (Cla-*a* $\sim 0.5 \text{ mg m}^{-3}$) debido a la fuerte estratificación (Santamaría-Del-Ángel *et al.*, 1999). Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín (2007), a partir de imágenes de satélite de clorofila-*a* reportan concentraciones asociadas a estructuras de mesoescala e indican mayores concentraciones en la zona costera.

El Golfo de California presenta una gran cantidad de sistemas lagunares, entre ellos se encuentra el Sistema Lagunar Navachiste (SLN), ubicado en la zona norte de Sinaloa. En la zona marina adyacente del SLN (5-7 km fuera de la costa), Ulloa-Pérez (2005) realizó una investigación sobre la distribución de fitoplancton, y la dividió en dos áreas según: la influencia del SLN para el área norte, y el área sur por la influencia del Río Sinaloa. Zavala-Norzagaray *et al.* (2008) categorizó al área marino costera del SLN ($\sim 50 \text{ km}$ mar adentro) oficialmente como área de alimentación de tortugas marinas, con pesquerías importantes para las comunidades pesqueras ribereñas. Valencia-Martínez (2013) caracterizó por primera vez la influencia de las surgencias costeras en el área marino-costera del SLN de 2007-2012, así como la respuesta de la clorofila-*a* satelital semanal a los eventos El Niño y La Niña. Sugiere que las surgencias son originadas además de los vientos estacionales por efecto de las corrientes marinas que chocan con el Cañón Sinaloa, sin embargo, no realizó ninguna investigación sobre la variabilidad espacial del fitoplancton. Cabe señalar que también se presenta un intercambio de agua del interior del sistema a través de corrientes de mareas. El SLN está catalogado como un sitio eutrofizado ya que recibe la influencia de descargas de aguas residuales, agrícolas y desechos de granjas acuícolas, algunas vertidas sin tratamiento alguno (Magaña-Álvarez, 2004) que han modificado el ecosistema (Escobedo-Urias *et al.*, 2007).

A la fecha no se ha realizado una diferenciación del tamaño del fitoplancton en condiciones de surgencia, tampoco cuando ésta no se presenta, por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue conocer algunas de las fracciones del fitoplancton en el área marino-costera adyacente al Sistema Lagunar Navachiste en condiciones de surgencia costera y de no-surgencia.

Materiales y métodos

Se realizaron dos muestreos estacionales correspondientes al mes de abril (primavera) y a octubre (otoño) del 2012, en 15 estaciones de muestreo (Figura 1). La turbidez se midió con el disco de Secchi. Se tomó una alícuota (muestra integrada de agua 3 m de profundidad) de 125 ml para la visualización de organismos fitoplanctónicos, distribución por frecuencia por clase, tamaño y bio-volumen de fitoplancton utilizando el contador de partículas (The Multisizer 3 system). Se obtuvieron imágenes de satélite diarias del sitio <http://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov> para clorofila-*a* (CLA), temperatura superficial del mar (TSM) y coeficiente de atenuación de luz difusa (K_{490}) a partir de la cual se calculó la profundidad de la zona eufótica Z_{eu}) de acuerdo al algoritmo propuesto por Cervantes *et al.* (2000).

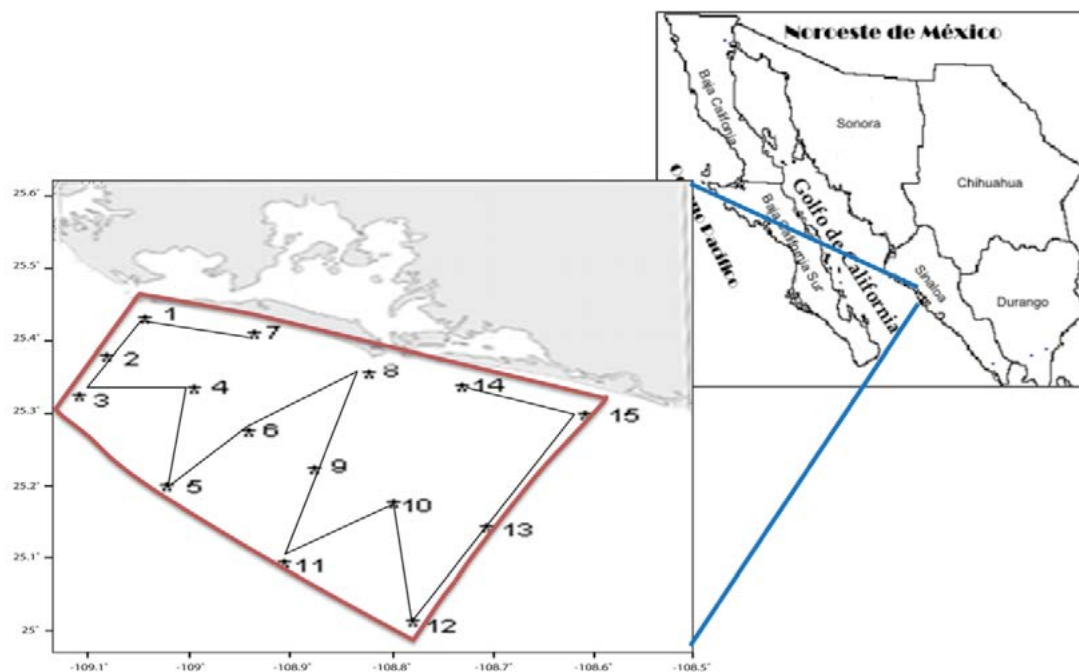


Figura 1. Zona de estudio: localización del área y puntos de muestreo frente al Sistema Lagunar de San Ignacio-Navachiste-Macapule.

Debido a la magnitud del viento predominante en abril no se pudo realizar el muestreo un día después del otro, las fechas en las que se cubrió el área fue para la parte sur (estaciones 9, 10, 11, 12, 13, 14 y 15) el 12 de abril, y el resto (parte norte, estaciones 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8) el 19 de abril. En octubre se realizó el muestreo los días 9 y 10, por lo anterior se muestran tres mapas de TSM, CLA y Z_{eu} , dos para abril y uno para octubre.

Resultados y discusión

El área de estudio presenta dos épocas contrastantes, fría en invierno-primavera y cálida en verano-otoño. Las temperaturas para el muestreo de primavera oscilaron entre 17 °C y 23 °C, para otoño se observaron temperaturas más cálidas (29 °C a 33 °C), se observó una banda de agua menos cálida en la zona costera para el muestreo de abril (Figura 2), lo que concuerda con Martínez-López *et al.* (2008) para el mismo mes de muestreo, que de acuerdo a la circulación de Golfo de California en invierno-primavera las aguas más frías se localizan por las costas sinaloenses y las cálidas por la costa de Baja California, contrario ocurre en verano-otoño (Castro *et al.* 2000). La distribución de CLA mostró para el día 12 de abril concentraciones de 0.3-3.0 mg m⁻³, el 19 de abril de 0.5-3.5 mg m⁻³, y el 9 de octubre se estimaron bajas concentraciones de CLA (0.4- a 1.5 mg m⁻³) (Figura 3). La TSM y la CLA presentan comportamientos inversos, con una banda costera de CLA eutrófica (>1.0 mg m⁻³) que concuerda con lo reportado por Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín (2007), esta banda es advectada hacia fuera de la costa. En octubre la banda costera de alta concentración disminuyó y se repliega a los primeros kilómetros. Martínez-López *et al.*, (2008) encontraron para la zona costera en su muestreo de abril alta concentración de CLA, Valencia-Martínez (2013) encontró valores muy similares para los dos días de muestreo.

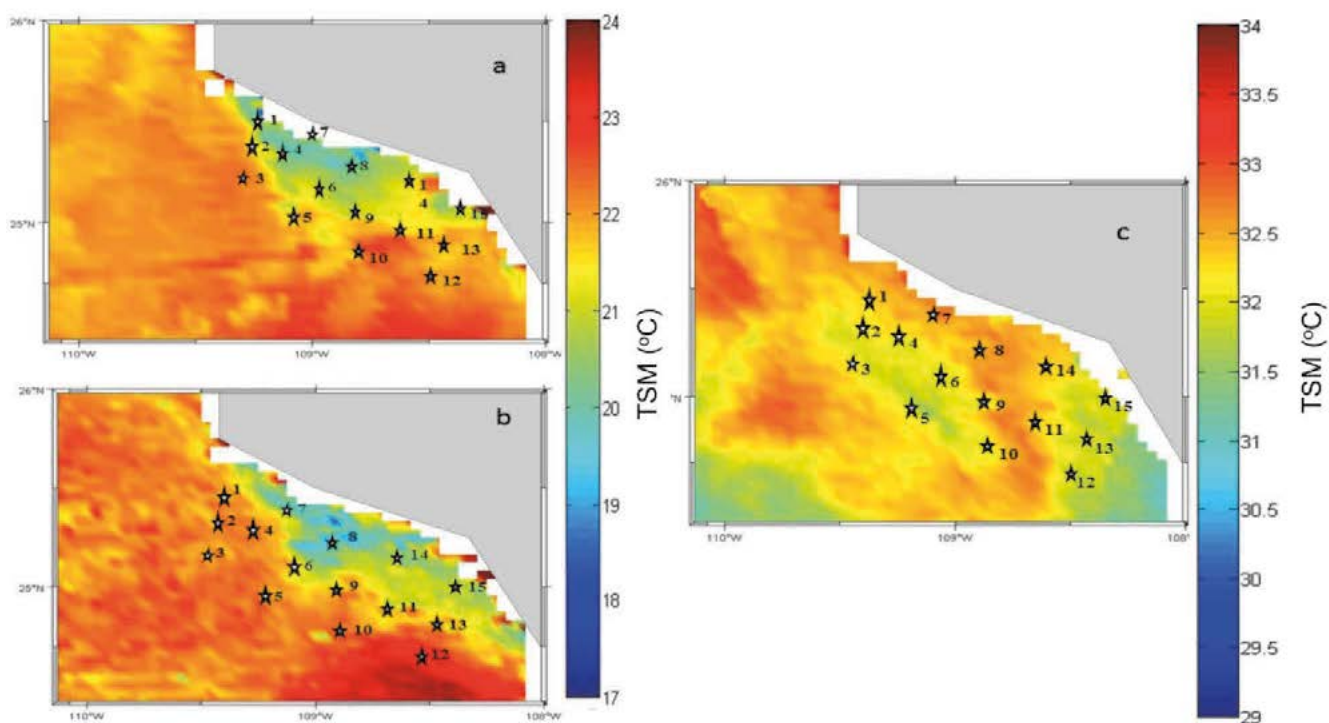


Figura 2. Imágenes de temperatura superficial (TSM en °C) del mar de los muestreos correspondientes a: (a y b) Primavera (12 y 19 de abril del 2012), (c) Otoño (10 de octubre del 2012). La escala es diferente en ambos meses.

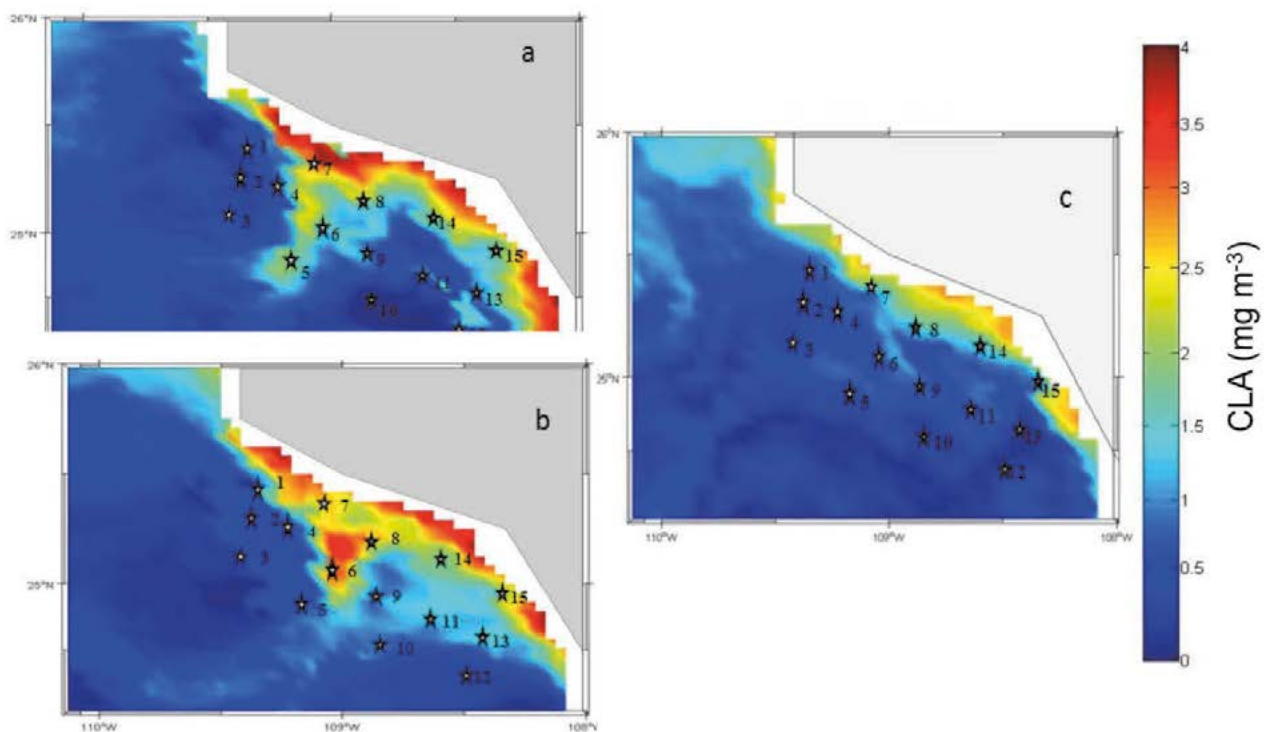


Figura 3. Imágenes de Clorofila-*a* de los muestreos realizados en (a-b) primavera (12 y 19 de abril del 2012), (c) Otoño (10 de octubre del 2012).

En abril se estimaron bajos valores de Z_{eu} (~ 20 m) en la zona costera y en la advección de agua, se aprecia una clara delimitación del área donde se estiman concentraciones elevadas de CLA. En octubre la Z_{eu} fue en promedio >40 m, aunque en una pequeña banda costera se registraron valores <30 m (Figura 4). Cervantes *et al.* (2000) menciona que la profundidad de la Z_{eu} está determinada por la concentración de células fitoplanctónicas, lo cual concuerda con este trabajo donde la CLA y la Z_{eu} fueron inversas (Figuras 3 y 4).

Para determinar si hubiera un patrón característico en la distribución y tamaño del fitoplancton se dividieron las estaciones en secciones paralelas a la costa, cerca (CC), intermedia (IC) y lejos de la costa (LC). En los histogramas de frecuencia por tamaño de células, en ambos muestreos se observa una predominancia de nanoplancton (3-20 μ m), aunque en octubre hubo menor cantidad. Cabe señalar la diferencia en la concentración de las otras tallas, si bien el nanoplancton se registró en el orden de más de miles de células por litro, el microfitoplancton fue del orden de decenas y en muy pocos casos llegó al centenar (Figuras 5 y 6). En las muestras de fitoplancton que se tomaron para su observación en fresco, en abril se encontraron diatomeas grandes (aunque muy pocas), mientras que en octubre hubo dinoflagelados pequeños. Es importante señalar que a pesar de que en este estudio sólo se tomó una muestra integrada de los primeros tres metros de profundidad, el grupo predominante en los periodos de surgencias y no-surgencias fue el nanoplancton, Sánchez-Lindoro (comunicación personal) indica que el máximo de clorofila en esta misma área de estudio para febrero de 2013 se ubica aproximadamente entre los 12-18 m, por lo que es probable que a esa profundidad la composición fitoplanctónica sea diferente. Ulloa-Pérez (2005) encontró en el área costera de Sistema Lagunar Navachiste, un predominio en toda la zona de nanofitoplancton, lo que concuerda con este trabajo, Macías-Carballo (2010) para las costa de Baja California, encontró también una predominancia de nanofitoplancton en un evento de surgencia. Vázquez-Martínez (2013) en un estudio sobre la variabilidad del fitoplancton en diferentes procesos físicos de mesoescala en Baja California Sur, encontró también un predominio del nanoplancton a diferentes profundidades, aunque dependiendo de la edad del proceso la relación entre nanoplancton y microfitoplancton fue diferente.

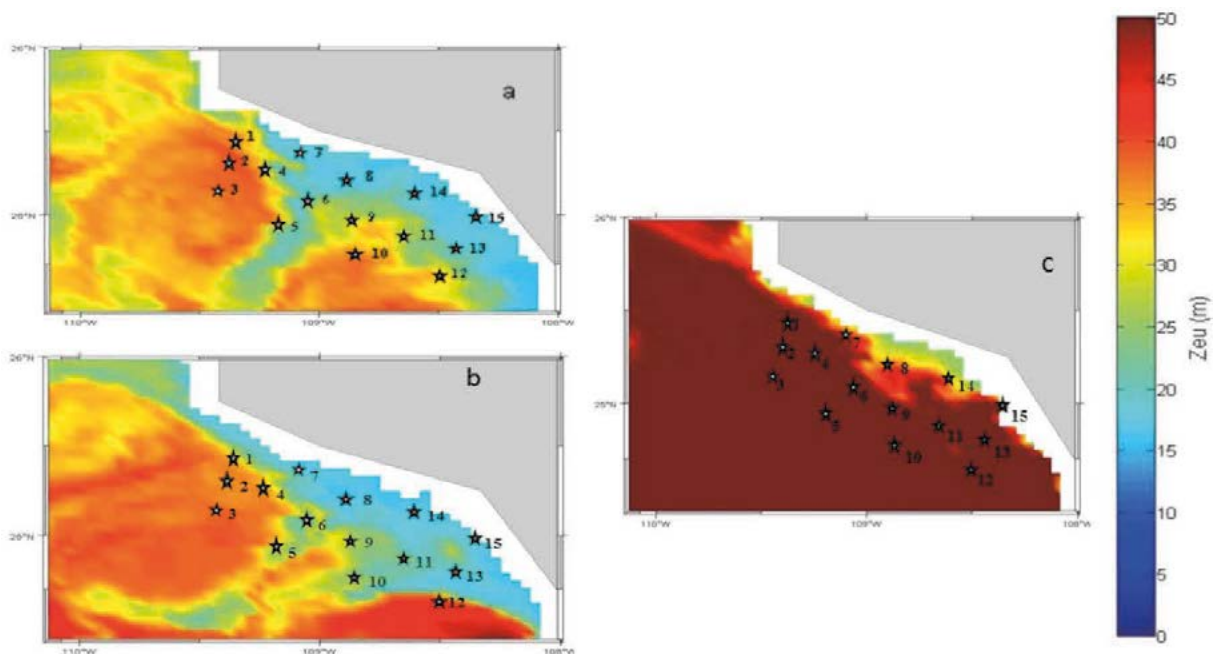


Figura 4. Imágenes de Z_{eu} para los muestreos (a-b) primavera (12 y 19 de abril del 2012) y (c) otoño (10 de octubre 2012).

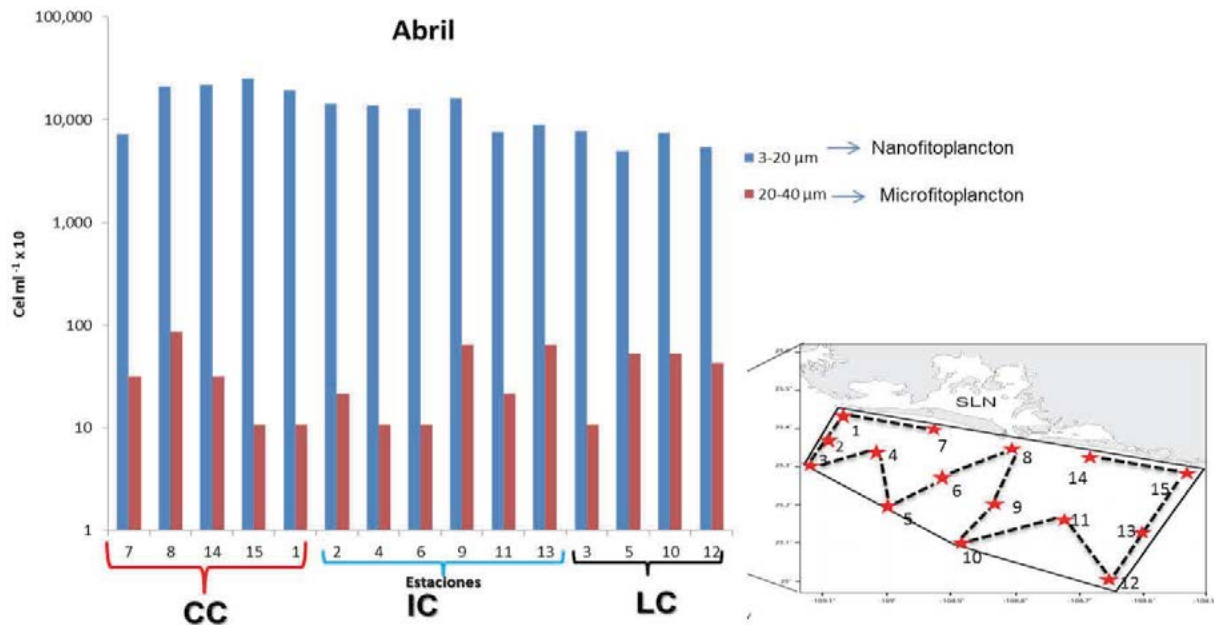


Figura 5.- Muestreo de Primavera, abundancia de células por tamaño: estaciones cercanas a la costa (CC), intermedias de la costa (IC) y lejanas a la costa (LC).

Para definir tres posibles áreas de influencia: a) de surgencia, b) transición y c) del sistema lagunar es necesario contar con análisis más específicos como los espectros de absorción específica del fitoplancton y huella pigmentaria para saber la contribución de cada grupo fitoplanctónico.

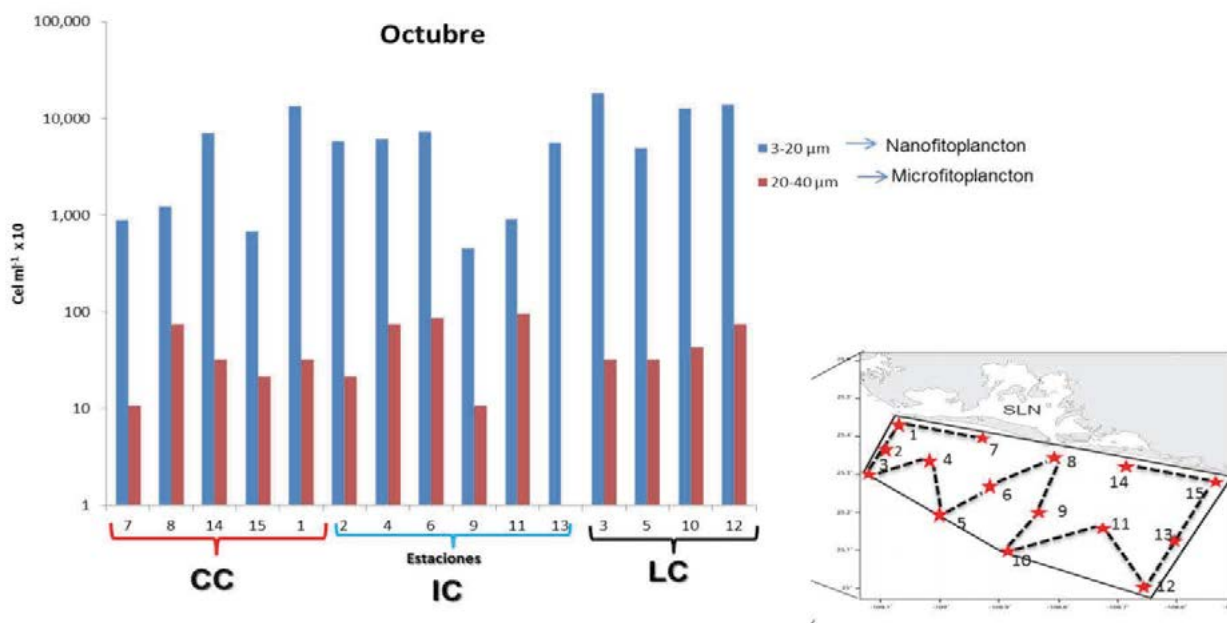


Figura 6.- Muestreo de Otoño, abundancia de células por tamaño: estaciones cercanas a la costa (CC), intermedias de la costa (IC) y lejanas a la costa (LC).



Conclusiones

Se observa una relación inversa entre temperatura superficial del mar, clorofila-*a* y la abundancia de fitoplancton relacionada a la influencia de las surgencias costeras. La relación entre clorofila-*a* y profundidad de la zona eufótica fue inversa debido a una mayor absorción de luz por parte del fitoplancton. Durante la época de surgencias costeras (primavera) se observó un predominio del nanoplancton en toda el área, con la presencia de algunas diatomeas grandes, en otoño también hubo un predominio de nanoplancton aunque en menor concentración con una sucesión a dinoflagelados pequeños.

Agradecimientos

El primer autor agradece al CONACYT por la beca de estudios de maestría. Los autores agradecen el financiamiento de los proyectos IPN SIP20121188 y SIP20131828. LEC tiene becas EDI y COFAA.

Bibliografía

- Castro R., A. S. Mascarenhas, R. Durazo C. A. Collins. 2000. Variación estacional de la temperatura y salinidad en la entrada del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 26:561-583.
- Cervantes D. R., J. L. Mueller, C. C. Trees, H. Maske, S. Álvarez-Borrego, R. Lara-Lara. 2000. Euphotic depth, irradiance attenuation and remote sensing K490 in bio-optical provinces of the gulf of California. *Ciencias Marinas* 26:533-560.
- Escobedo-Urías D., A. Martínez-López, A. Jiménez-Illescas, A. E. Ulloa-Pérez, A. Zavala-Norzagaray. 2007. Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. En: Hernández-de la Torre, B., G. Gaxiola-Castro (eds). *Carbono en sistemas acuáticos de México*. INE-CICESE, México. pp. 171-185.
- Espinosa-Carreón T. L., J. E. Valdez-Holguín. 2007. Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecología aplicada* 26:561-583.
- Lluch-Cota S. E. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanol. Acta* 23:731-740.
- Macías-Carballo M., 2010. Variabilidad espacial de la forma espectral del fitoplancton y su relación taxonómica en abril 2008 en la zona occidental de baja california. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California. Facultad de Ciencias Marinas. Ensenada, Baja California.
- Magaña-Álvarez M. E. 2004. Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, México.
- Martínez-López A., D. C. Escobedo-Urías, A. E. Ulloa-Pérez, R. Aguirre. 2008. Dynamics of a *Prorocentrum* minimum along the northern coast of Sinaloa, Mexico. *Continental Shelf Research* 28:1693-1701.
- Roden G. I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. In: Tj. H. van Andel, G. G. Shor (eds). *Marine geology of the Gulf of California*. Mem. 3. American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, OK. pp. 30-58.
- Santamaría-Del-Angel E., S. Álvarez-Borrego, R. Millán-Nuñez, F.E. Müller-Karger. 1999. Sobre el efecto de las surgencias de verano en la biomasa fitoplanctónica del Golfo de California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 49:207-212.
- Ulloa-Pérez A. E. 2005. Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espacio-temporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, México.
- Valencia-Martínez S. 2013. Caracterización del área de alimentación de tortugas marinas en la zona marino-costera del complejo insular San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, Golfo de California. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, México.
- Vázquez-Martínez I. 2013. Respuesta del Fitoplancton a los Procesos Físicos de Mesoescala presentes en el Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS). Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, México.
- Zavala-Norzagaray A., R. Briseño, A. Aguirre, M. Ramos. 2008. Bahías y costas del norte de Sinaloa, México: Una evaluación como hábitat de alimentación y desarrollo para tortugas marinas. 1ª Reunión Bienal de la Agenda de Investigación del programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California. Consultado en: <http://www.ine.gob.mx/ord-ecol-proyectos/340-primera-bienal-avances-ord-ecolgolfo>.

2.15 Variación interanual de la pCO₂ en una zona de surgencia costera en el sur de la Corriente de California

Coronado-Álvarez Lourdes¹; Lara-Lara Rubén¹ y Bazán-Guzmán Carmen¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No 3718, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, México. Autor para correspondencia: rlara@cicese.mx

Resumen

Debido a la importancia del océano como regulador del clima en el planeta y por su papel como fuente o sumidero de CO₂, el cual es considerado un gas de efecto invernadero, se ha creado un tema en boga en las últimas décadas. En comparación con las aguas oceánicas, las aguas costeras han sido menos estudiadas. Por lo anterior, es que las zonas de surgencia costera deben recibir especial atención para conocer cómo es la dinámica del carbono en estos sistemas a través del tiempo ya que son regiones altamente productivas que sostienen gran diversidad de especies. El presente estudio se desarrolló en la zona costera frente a Ensenada Baja California, correspondiente a la región sur de la Corriente de California, con datos de la boya oceanográfica perteneciente al proyecto FLUCAR. Se realizó un análisis de la variación interanual del intercambio de CO₂ entre el océano y la atmósfera, durante el periodo de 2010 al 2012. Los rangos de variación de la pCO₂ del agua durante el estudio fueron: 2010, 186.42-794.97, 2011, 253.33-736.27 y 2012, 277.62-607.27. Mientras que la magnitud promedio de los valores del delta pCO₂ fueron: -66.26 a 75.28, -36.87 a 40.96 y -33.50 a 23.67, para 2010, 2011 y 2012, respectivamente. Por lo tanto, el sistema se comportó en el 2010 tanto fuente como sumidero de CO₂ con los valores promedios de magnitud más altos en cada caso durante los tres años. Mientras que en 2012 los valores promedios fueron los más bajos durante el estudio. Lo cual indica que el sistema durante un mismo año se puede comportar como fuente y sumidero, habiendo también variación interanual con distinta magnitud.

Palabras clave: Baja California, fuente, pCO₂, sumidero, surgencias.

Abstract

Due to the importance of the ocean as a climate regulator on the planet and for its role as a source or sink of CO₂, considered a greenhouse gas, the study of CO₂ is a fashionable topic in recent decades. Therefore, it is that coastal upwelling zones should receive special attention to understand the dynamics of carbon over time, as they are highly productive regions that support high species diversity. This study was conducted in the coastal area of Ensenada, Baja California, corresponding to the southern region of the California Current, with oceanographic buoy data from the project FLUCAR. The objective was to do an analysis of the interannual variation of the system as a source or sink of CO₂ during the 2010, 2011 and 2012. The ranges of variation of the water pCO₂ during the study were: 2010, 186.42-794.97, 2011, 253.33-736.27 and 2012, 277.62-607.27. While the average magnitude of delta pCO₂ values were: -66.26 to 75.28, -36.87 to 40.96 and -33.50 to 23.67, for 2010, 2011 and 2012, respectively. Therefore, the system behaved in 2010 both as a source and a sink, with the average values with the highest magnitude in each case. While in 2012, the average values were the lowest during the study. This indicates that the system during a year can act as a source and sink of CO₂, having also interannual variation with a different magnitude.



Keywords: Baja California, source, pCO₂, sink, upwelling.

Introducción

El bióxido de carbono atmosférico (CO₂) es un importante gas de efecto invernadero que absorbe la radiación infrarroja de la Tierra. Por lo que el CO₂ desempeña un papel fundamental en la regulación del clima del planeta (Chen y Borges, 2009).

Debido a una gama de actividades antropogénicas, como la quema de combustibles fósiles, la deforestación y la producción de cemento, se incrementa la concentración de CO₂ en la atmósfera, con alrededor de 7 giga-toneladas (Gt) anuales de carbono (Takahashi *et al.*, 2002; Takahashi *et al.*, 2009).

Por lo que el estudio del CO₂ ha sido un tema en boga desde hace décadas y con base a las investigaciones que se han llevado a cabo en núcleos de hielo se ha determinado que las concentraciones de este gas (MacFarling-Meure *et al.*, 2006) y las mediciones directas del mismo, se ha demostrado que los niveles aumentaron de alrededor de 280 ppm en 1750 a casi 380 ppm en 2005 (Keeling y Whorf, 2000).

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 (16-35 Gt C año⁻¹) (Sakshaug *et al.*, 1997).

En regiones de surgencia (en la costa Este de los océanos), como en la Corriente de California, Humbolt (Perú-Chile), Benguela y Canarias, las condiciones oceanográficas son distintas al resto de los océanos. En ellas, emergen aguas subsuperficiales (de mayor concentración de nutrientes, menor temperatura, con altas concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID) y ligeramente más salinas) debido al esfuerzo del viento que es paralelo a la costa y que por la fuerza de Coriolis sufre una desviación hacia la derecha en el hemisferio Norte, provocando que en el océano haya un desplazamiento de agua hacia fuera de la costa, a 45° en la superficie y a 90° en profundidad (transporte de Ekman), que da lugar a la divergencia, la cual propicia el levantamiento de estructuras oceanográficas como la termoclina y nutriclina (Pond y Pickard, 1983; Mann y Lazier, 2006).

La incorporación de CID en la superficie del mar al inicio de los eventos de surgencia ocasiona que el sistema se encuentre saturado, por lo que existe una transferencia de CO₂ hacia la atmósfera; mientras que al transcurrir de los días, debido a la alta producción primaria, por el incremento de nutrientes y tener las condiciones óptimas, se ocasiona la disminución en la presión parcial del CO₂ (pCO₂) en el océano (Falkowski *et al.*, 2000).

De acuerdo con la ley de Henry, la presión parcial de un gas por encima del océano es directamente proporcional a la concentración del gas en el mar, a condición de que éste y la atmósfera estén en equilibrio termodinámico con respecto al gas. Si el mar no está en equilibrio con la atmósfera, como es comúnmente el caso de CO₂, entonces habrá un flujo neto de CO₂ a través de la interface aire-mar. Si la pCO₂ de la superficie del océano es superior a la de la atmósfera, el océano está sobresaturado con respecto al CO₂ y tiende a que el flujo sea del mar hacia el aire. Del mismo modo, si la pCO₂ de la atmósfera es mayor que la del océano, éste no se encuentra saturado con respecto al CO₂, por lo tiende a absorber el CO₂ de la atmósfera (Sarmiento y Gruber, 2006).

La pCO₂ en la superficie del mar es sensible a las variaciones de temperatura superficial: temperaturas más altas corresponden a valores más bajos de pCO₂. Esto es porque la solubilidad del CO₂ varía inversamente con la temperatura: agua fría puede retener más CO₂ que el agua cálida. Mientras se calienta la superficie del océano con el cambio climático, el sumidero oceánico de carbono antropogénico será menor por este efecto en la solubilidad del gas (Takahashi *et al.*, 1993).

La Corriente de California es considerada altamente eficiente, por ello autores como Hales *et al.* (2005) esperarían que esta zona sea un ligero sumidero (1.9 moles C m⁻² año⁻¹) de este gas de

invernadero; sin embargo, en determinadas áreas como en el estado de Oregón se comporta como una fuente (Liu *et al.*, 2000), mientras que en la parte sur de California, se considera neutral (Borges *et al.*, 2005).

En la región frente a la Península de Baja California se han llevado a cabo estudios 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 que es afectada por las condiciones anómalas del El Niño y La Niña, lo cual tiene efecto sobre la cantidad de carbono fijado por la actividad fotosintética (Durazo y Baumgartner, 2002; Durazo *et al.*, 2010).

De la Cruz (2006) estudió la relación entre la producción primaria (PP) y la $p\text{CO}_2$ en la red de estaciones del programa IMECOCAL en octubre 2004, enero y abril 2005, reportando que la $p\text{CO}_2$ en el agua de mar varió de 153 a 799 μatm en abril, cuando hubo eventos de surgencia intensa, encontrando para ese mes un coeficiente de correlación altamente significativo, pero inverso $r = -0.99$ entre la PP y la $p\text{CO}_2$. Mientras que en octubre y en enero el promedio de la $p\text{CO}_2$ fue de 396 y 377 μatm , respectivamente, con un coeficiente de correlación bajo para ambos meses.

En la estación Ensenada del Observatorio de Monitoreo Costero (OMC) del proyecto FLUCAR (Flujos de Carbono), se cuenta con una boya oceanográfica, que mide cada tres horas temperatura, salinidad y $p\text{CO}_2$ del aire y agua. Estos datos han servido para dos investigaciones Linacre *et al.* (2010) y Muñoz (2011).

Linacre *et al.* (2010) describieron la dinámica oceanográfica de la región, caracterizaron la intensidad de las surgencias, así como los efectos de los eventos EN y LN, concluyendo que la Estación Ensenada es una región de transición entre los ambientes subtropical-tropical y subártico del sistema de la Corriente de California.

Por otro lado, Muñoz (2011) estimó la variación estacional de la $p\text{CO}_2$ y los flujos de carbono de la estación Ensenada durante 2009, concluyendo que en épocas de surgencia, la región se comportó como una ligera fuente ($3 \pm 7.16 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) de este gas hacia la atmósfera y sumidero ($-0.17 \pm 3.0 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) cuando cesaron o disminuyó la intensidad de las surgencias; sin embargo, en el balance anual concluyó que esta área de estudio se comportó como una fuente de este gas durante ese año, con un flujo total de $\sim 246.5 \text{ mmoles C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, con un promedio diario de $0.71 \text{ mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

El análisis de datos disponibles de la boya oceanográfica del programa FLUCAR, de series de tiempo de alta frecuencia de la $p\text{CO}_2$, es una herramienta que permitirá conocer la variabilidad de esta variable en escalas que no se tiene registro en la actualidad.

Por lo que el objetivo de la presente investigación es estudiar la variabilidad de la $p\text{CO}_2$ en escala estacional e interanual durante tres años (2010 al 2012), usando series de tiempo de alta frecuencia para incrementar el conocimiento sobre el papel de las zonas costeras en los flujos de carbono.

Materiales y métodos

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 $116^{\circ}41.60' \text{ W}$.

Se usaron los datos de temperatura y $p\text{CO}_2$ de la superficie del mar y del aire, de la boya oceanográfica, que se colectaron durante el periodo que comprendió del 4 de abril al 17 de octubre durante el 2010 al 2012.

El $\Delta p\text{CO}_2$ se calculó restando del valor de la $p\text{CO}_2$ del mar la $p\text{CO}_2$ del aire ($\Delta p\text{CO}_2 = p\text{CO}_{2\text{océano}} - p\text{CO}_{2\text{atmósfera}}$).

Resultados y discusión

Como se observa en la Figura 1, el rango de valores promedio diarios durante el periodo de estudio fue el siguiente: en el 2010 la temperatura más baja que se registró fue 11.36 °C (5 de julio), mientras que en el 2011 correspondió a 10.89 °C (28 de julio) y 2012 con 12.44 °C (14 de septiembre). En el mismo sentido, las temperaturas más altas fueron en 2010 de 19.63 °C (21 de septiembre), 2011 con 17.81 °C (8 de agosto) y 2012 con 21.53 °C (22 de abril) por lo que este último año presentó los valores promedio de temperatura más altos, mientras que el 2011 fue el año con el rango de valores más bajos de esta variable con respecto a los demás años.

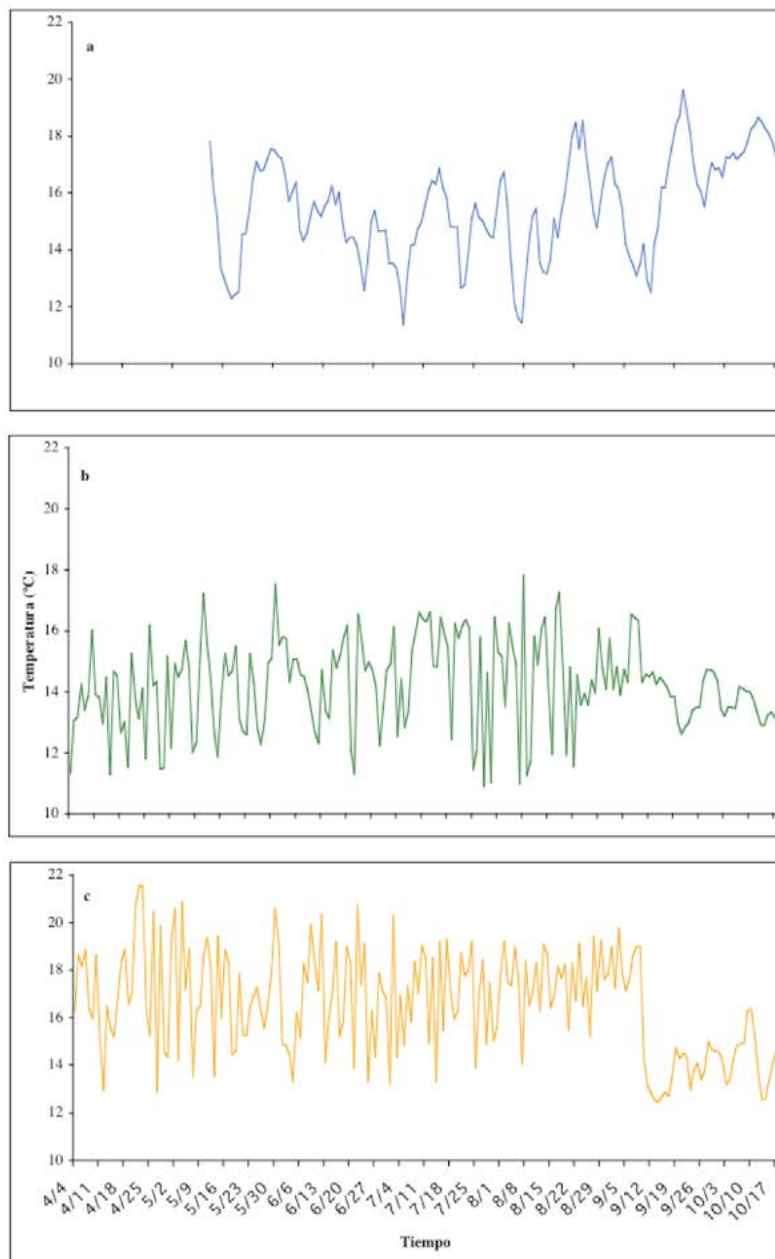


Figura 1. Variación de la temperatura a través del tiempo. Letras: a: 2010; b: 2011; c: 2012.

Por lo que los resultados del $\Delta p\text{CO}_2$ son consistentes con los registros de temperatura (ver Figura 2); de acuerdo a la ley de solubilidad de gases al haber un descenso en la temperatura, el océano es un sumidero de este gas, debido a que la $p\text{CO}_2$ tiene una relación inversa con la temperatura.

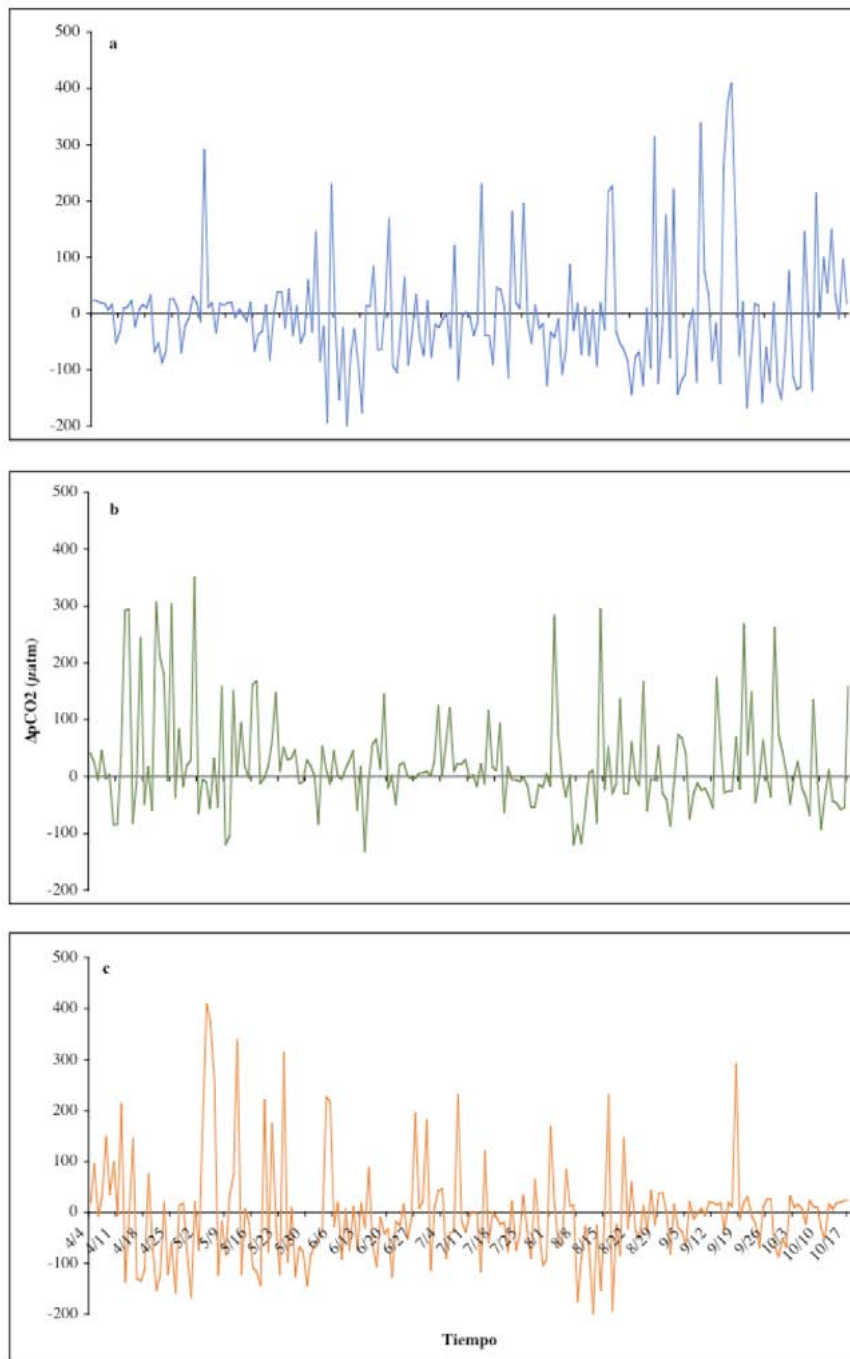


Figura 2. Variación del $\Delta p\text{CO}_2$ a través del tiempo. Letras: a: 2010; b: 2011; c: 2012.

De acuerdo con Takahashi *et al.* (1993), por cada grado centígrado de aumento en la temperatura del agua la $p\text{CO}_2$ se incrementa 4.23%, debido a que la temperatura incrementa la cinética molecular y,

como consecuencia, se aumenta la difusividad y la presión del gas. Esto genera que el océano sea una fuente de CO₂ en zonas de aguas cálidas.

Por ejemplo, durante el 2010 la integral del $\Delta p\text{CO}_2$ con valores menores a 0, fue de -66.26; mientras que en 2011 obtuvo -36.87 y en 2012 registró -33.50. En caso contrario, los resultados para los valores mayores a 0 fueron: 2010 con 75.28, 2011 registró 40.96 y 2012 obtuvo 23.67.

Es por ello que en esta pequeña porción del sur de la Corriente de California, el $\Delta p\text{CO}_2$ presenta una alta variabilidad ya que responde a los cambios estacionales de la temperatura, la influencia de aguas provenientes de otras regiones y a los eventos de surgencia, resultado de la naturaleza de este sistema; por ejemplo, a mayor escala los bajos valores de temperatura se deben a la influencia de agua fría del subártico (Durazo *et al.*, 2010); mientras que las temperaturas más cálidas son producto de la influencia de aguas subtropicales (Durazo y Baumgartner, 2002). Sin embargo, en una escala de tiempo menor, los eventos de surgencia acarrearán aguas frías y propician en su inicio que el sistema se encuentre saturado de CO₂, lo cual ocasiona que el océano se comporte como una fuente de este gas; posteriormente debido a las altas tasas de actividad fotosintética, existe un descenso en los niveles de pCO₂ del mar, lo cual ocasiona que el sistema se convierta en un sumidero CO₂.

Conclusiones

La región de estudio presentó una alta variabilidad estacional e interanual del ciclo de temperatura y de la pCO₂, lo cual indica que caracterizar al sistema como una fuente o sumidero con datos de muestreos puntuales o de escala muy corta, puede conducir a conclusiones erróneas.

Durante los tres años de esta investigación se obtuvo que el sistema se puede comportar tanto como fuente como sumidero de CO₂ durante un mismo año, pero con diferencias en cuanto a la magnitud y la duración de los eventos. Con la información hasta ahora disponible y en función de la variabilidad observada, podemos concluir que en el 2010 el periodo de eventos de sumidero fueron mayores que en los otros dos años. Por el contrario, en el 2011, los eventos como fuente tuvieron mayor duración, y en el 2012 parece que el sistema estuvo más cercano al balance. Sin embargo, la conclusión final se tendrá en el futuro cuando se calculen los flujos anuales.

Bibliografía

- Borges A. V., B. Delille, M. Frankignoulle. 2005. Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: diversity of ecosystems counts. *Geophysical Research Letters* 32: L14601, doi:10.1029/2005GL023053.
- Chen C. T. A., A. Borges. 2009. Reconciling opposing views on carbon cycling in the coastal ocean: Continental shelves as sinks and near-shore ecosystems as sources of atmospheric CO₂. *Deep-Sea Research II* 56:578–590.
- De la Cruz O. M. 2006. Contribución de la producción primaria a la variabilidad de la presión parcial del bióxido de carbono (pCO₂) durante otoño (2004), invierno y primavera (2005) en la región del IMECOCAL. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada, Baja California.
- Durazo R., T. Baumgartner. 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. *En: Gaxiola-Castro G., R. Durazo (eds). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. SEMARNAT, INE, CICESE y UABC.* pp. 25-58.
- Falkowski P. G., R. T. Barber, V. Smetacek. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281:200-206.
- Falkowski P., J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, K. Hibbard, P. Hoegberg, S. Linder, F. Mackenzie, B. Moore, T. Pedersen, Y. 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.
- Hales B., T. Takahashi, K. Bandstra. 2005. Atmospheric CO₂ uptake by a coastal upwelling system. *Global Biogeochemical Cycles* 19: doi 10.1029/2004GB002295.

- Keeling C., T. Whorf. 2000. The 1800-year oceanic tidal cycle: A possible cause of rapid climate change. *Natural Academic Science* 97:3814-3819.
- Linacre L. P., R. Durazo, J. M. 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.
- Liu K., K. Atkinson, C. Chen, S. Gao, J. Hall, R. Macdonald, L. Talaue McManus, R. Quiñones. 2000. Exploring Continental Margin Carbon Fluxes on a Global Scale. *Eos, Transactions. American Geophysical Union* 81:641-644.
- MacFarling-Meure C., D. Etheridge, C. Trudinger, P. Steele, R. Lagenfelds, T. Van Ommen, A. Smith, J. Elkins. 2006. Law dome CO₂, CH₄ and N₂O ice core records extended to 2000 years BP. *Geophysical Research Letters* 33:doi:10.1029/2006GL026152.
- Mann K. H., J. R. Lazier. 2006. *Dynamics of Marine Ecosystems*. Blackwell Publishing. Tercera edición. USA. 512 pp.
- Muñoz A. M. 2011. Flujos de carbono en la interfase océano-atmósfera en la zona de surgencias costeras de Baja California durante 2009. Tesis de maestría. CICESE. Ensenada, Baja California.
- Pond S., G. L. Pickard. 1983. *Introductory Dynamical Oceanography*. Butterworth-Heinemann Press. Segunda edición. Gran Bretaña, Inglaterra. 349 pp.
- Sakshaug E., A. Bricaud, Y. Dandonneau, P. Falkowski, D. A. Kiefer, L. Legendre, A. Morel, J. Parslow, T. Takahashi. 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *Journal of Plankton Research* 19:1637-1670.
- Sarmiento J., N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton University Press. Reino, Unido, Inglaterra. 526 pp.
- Takahashi T., J. Olafsson, J. Goddard, D. W. Chipman, S. C. Sutherland. 1993. Seasonal variation of CO₂ and nutrients in the high-latitude surface oceans: a comparative study. *Global Biogeochemical Cycles* 7:843-878.
- Takahashi T., S. C. Sutherland, C. Soeney, A. Poisson, A. Metzl, B. Tilbrook, N. Bates, R. Wanninkhof, R. A. Feely, C. Sabine, J. Wlafsson, Y. Nojiri. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep-Sea Research II* 49:1601-1622.
- Takahashi T., S. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. Feely, D. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, T. Midorikawak, Y. Nojiril, A. Kortzinger, T. Steinhoffm, M. Hoppema, J. Olafsson, T. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. Wong, B. Delille, N. Bates, H. Baar. 2009. Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea-air CO₂ flux over the global oceans. *Deep-Sea Research II* 56:554-577.



2.16 Intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna Yavaros y el golfo de California

Arreola-Lizárraga José A.¹; Burrola-Sánchez María S.¹; Urías-Laborín David¹; Padilla-Arredondo Gustavo¹ y López-Tapia María¹

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Unidad Sonora, km 2.3 carretera Las Tinajas, Predio El Tular s/n, C.P. 85454 Guaymas, Sonora, México. Autor para correspondencia: arreola04@cibnor.mx

Resumen

El conocimiento del intercambio de Carbono Orgánico Particulado (COP) entre cuerpos de agua costeros y el mar adyacente es útil para entender la dinámica y variabilidad de los flujos de Carbono en el escenario costero. El objetivo de este estudio fue estimar el intercambio de COP entre la laguna Yavaros y el golfo de California. La laguna tiene 66 km² de superficie, 1.5 m de profundidad promedio y una boca de comunicación con el mar de 1 km de ancho. La estimación del intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna y el mar consistió en (1) estimar los gastos hidráulicos mediante un levantamiento batimétrico de la sección transversal de la boca y un perfilamiento de corrientes, (2) determinar las concentraciones de COP en la boca de la laguna, en verano e invierno, durante los periodos de flujo y reflujos de la marea, y (3) estimar el intercambio. Se aporta evidencia de que el intercambio de COP es dominado por procesos de importación tanto en verano como en invierno y la magnitud del intercambio es mayor en invierno ($\approx 4,000 \text{ ton mes}^{-1}$) que en verano ($\approx 2,000 \text{ ton mes}^{-1}$).

Palabras clave: laguna costera, carbono orgánico particulado, golfo de California.

Abstract

The knowledge about exchange of Particulate Organic Carbon (POC) between coastal bodies water and adjoin sea is useful for understanding the dynamics and variability of Carbon fluxes into the coastal scenary. The objective of this study was estimate POC's exchange between Yavaros lagoon and the Gulf of California. The Yavaros lagoon has 66 km² of area, 1.5 m mean deep, and a mouth of communication to sea of 1 km. The estimation of COP's exchange between lagoon and sea consisted on to estimate: (1) flow hydraulics by bathymetry and currents velocities through the mouth, (2) POC concentrations in the water during ebb and flood tidal in both summer and winter, and (3) the POC's exchange. We provide evidence about POC's exchange is dominated by input processes both on summer and winter, and addition to the magnitude is higher in winter ($\approx 4,000 \text{ ton month}^{-1}$) than summer ($\approx 2,000 \text{ ton month}^{-1}$).

Introducción

Como un elemento biogénico primario, el Carbono existe en cuerpos de agua costeros en diferentes formas, incluyendo: inorgánico, orgánico, disuelto y particulado. En particular, los principales taxa de productores primarios (fitoplancton, macroalgas, microfitobentos, pastos marinos, pastizales de marismas, manglares), su abundancia relativa y la reactividad de las biomoléculas que cada uno produce controla en gran medida la cantidad y formas de materiales orgánicos que conformarán el Carbono Orgánico Particulado (COP) (Bianchi *et al.*, 2007). Además de las fuentes autóctonas, los ingresos de COP a cuerpos de agua costeros pueden provenir de fuentes marinas, rivereñas, terrígenas,

las cuales pueden sostener el metabolismo autótrofo y heterótrofo de estos ecosistemas (Bianchi y Bauer, 2011). Un asunto clave es lograr un entendimiento del ciclo del carbono en las zonas costeras que sostienen a la mayor parte de la población humana y cómo esto impacta al ciclo global del carbono. El conocimiento del intercambio de materiales entre los cuerpos de agua costeros y el mar adyacente ayudan a este propósito. Los flujos por mareas controlan el intercambio de agua y materiales entre los cuerpos de agua costeros y el mar adyacente por lo que su estudio es esencial para el conocimiento de la dinámica y magnitud de este intercambio (Simpson *et al.*, 2001). En la zona costera de México se requiere incrementar este conocimiento. En particular en el golfo de California se evaluó el intercambio de agua y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes (Páez-Osuna *et al.*, 1990); sus resultados mostraron una exportación neta de 25-128 toneladas de material suspendido al mar adyacente en un período de marea de 13.2 h. Otro estudio, determinó el intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna Navachiste y el mar adyacente (Escobedo-Urias *et al.*, 2007) donde el Carbono Orgánico Particulado mostró cambios estacionales en la magnitud del intercambio y dominaron los procesos de exportación.

El objetivo del presente estudio es conocer la magnitud y el balance del intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna Yavaros y el Golfo de California.

Materiales y métodos

La laguna Yavaros está ubicada en la costa oriental del golfo de California y se localiza en 26°42'35" N y 110°29'25" W (Figura 1). Este cuerpo de agua está separado del golfo de California por dos barreras litorales y se comunica a través de una boca de un kilómetro de ancho. La laguna se clasifica como Tipo II-A. (II) Sedimentación Terrígena Diferencial y (A) Depresión Intradeltaica y Marginal (Lankford, 1977). El régimen de marea es mixto con predominancia semidiurna y es el principal forzante de la circulación, el sistema está caracterizado por dos canales de alimentación: (1) desde la boca hacia el interior de la laguna con 5 m de profundidad promedio, y (2) hacia el estero Moroncarit, con profundidad promedio de 2 m. Las velocidades de corriente son máximas en la boca con 0.7 m s⁻¹ (Dworak y Gomes-Valdez, 2003).

La sección transversal en la boca de la laguna se obtuvo a través del levantamiento batimétrico de una sección de 4968.28 m² con sistema de posicionamiento global y ecosonda de la marca Garmin modelo GPSMAP 178C, en coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator) y geode WGS84. El control vertical tuvo una precisión de 0.10 m y fue corregido por efecto de la variación de la elevación del nivel medio del mar y por la profundidad del transductor. Las coordenadas x, y, z fueron interpoladas linealmente con isóbatas a cada 1.00 m referidas al nivel medio del mar (nmm).

La caracterización del flujo en la boca se realizó con una estrategia de medición durante los periodos de flujo y reflujos de la onda de marea en un ciclo de 48 horas en tres sitios de muestreo sobre el eje transversal del canal de entrada a la laguna a lo largo de la columna de agua. La estrategia fue realizada en la condición invierno (2004) y verano (2005), con un sensor oceanográfico de presión marca Interocean modelo S4ADW con un rango de 0 a 350 cms⁻¹ en velocidad de corriente, resolución de 0.06 cms⁻¹, precisión de cada lectura de +1 cms⁻¹, en dirección, con una precisión de +2 ° y resolución de 0.5 °.

Se calculó el gasto hidráulico residual verticalmente integrado a lo largo de la columna de agua de la boca de la laguna (Dyer, 1997):

$$\langle Q \rangle = \langle H \rangle (V_1 + V_2) \quad (1)$$

resultante de los flujos debidos a la corriente euleriana residual ($V_1 = \langle \tilde{U} \rangle$) y el bombeo de la marea o transporte de masa por deriva de Stokes descrito por Tee (1976) como:

$$V_2 = \langle \tilde{H}\tilde{U} \rangle / \langle H \rangle \quad (2)$$

donde: \tilde{H} es la derivación de la elevación del nivel del mar, \tilde{U} la velocidad instantánea durante el ciclo de marea. Se integró verticalmente la velocidad instantánea para la condición estacional.

En la boca de la laguna se tomaron muestras de agua en agosto 2004 (verano) y enero 2005 (invierno) durante los periodos de flujo y reflujo de mareas muertas y vivas con dos repeticiones en cada condición. Las muestras de agua para determinar COP se recolectaron con una botella Van Dorn en tres niveles de profundidad de la columna de agua (superficie, media y fondo). La determinación de COP se realizó pasando las muestras de agua a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C, 1.2 μm), previamente secados durante una hora a 550 °C. El COP retenido en los filtros fue medido mediante la técnica de pérdida por combustión descrita por Eaton *et al.* (1995).

La estimación del intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna y el mar se realizó con base en las concentraciones observadas y los volúmenes de intercambio por la boca del cuerpo de agua durante los periodos de flujo y reflujo de marea, tanto en verano como en invierno.

Resultados y discusión

La sección transversal de la boca de la laguna Yavaros fue de 1.2 km de ancho y una profundidad de 10 m (respecto al nivel medio del mar donde el eje mayor del canal de entrada a la bahía tiene una orientación 7° NE (Figura 1). El intercambio de agua verticalmente integrado en la boca fue mayor en invierno y el gasto fue mayor durante flujo (Figura 2). El ciclo de marea en esta laguna es mixto, una combinación del tipo diurno y semidiurno, con un rango de 1 m y las corrientes a lo largo del canal tienen un patrón diurno en mareas vivas y responden a la modulación cuartidurna de la marea (M_4) donde su amplitud es máxima (Dworak y Gomes-Valdez, 2003). En mareas vivas, el ingreso hacia la laguna se identificó por la parte central del canal durante la fase de flujo, con egreso por la frontera lateral occidental. En general, la velocidad instantánea de la corriente fue 0.85 ms^{-1} en la capa superficial, uniformes desde la superficie libre hasta una profundidad de -6 m (nmm) y disminuyendo hasta 0.2 ms^{-1} en la capa de fondo. En mareas muertas, las velocidades máximas se registraron en la capa superficial ($\sim 0.8 \text{ms}^{-1}$) y mínimas en la capa de fondo ($\sim 0.2 \text{ms}^{-1}$), con patrón de ingreso por el centro del canal con sesgo hacia la porción occidental. El forzamiento en la boca fue por marea y el bombeo hacia el interior fue mayor, ya que la deriva de Stokes (V_2) dominó a la velocidad euleriana longitudinal (V_1) (Figura 3). Este comportamiento es un patrón observado en lagunas de régimen semi-árido y micromareales (Dyke, 1980; Kountintosky *et al.*, 2002; Sylaios *et al.*, 2006). La desigualdad o asimetría entre el flujo de ingreso y egreso a la laguna se atribuye a las pérdidas por fricción y evaporación.

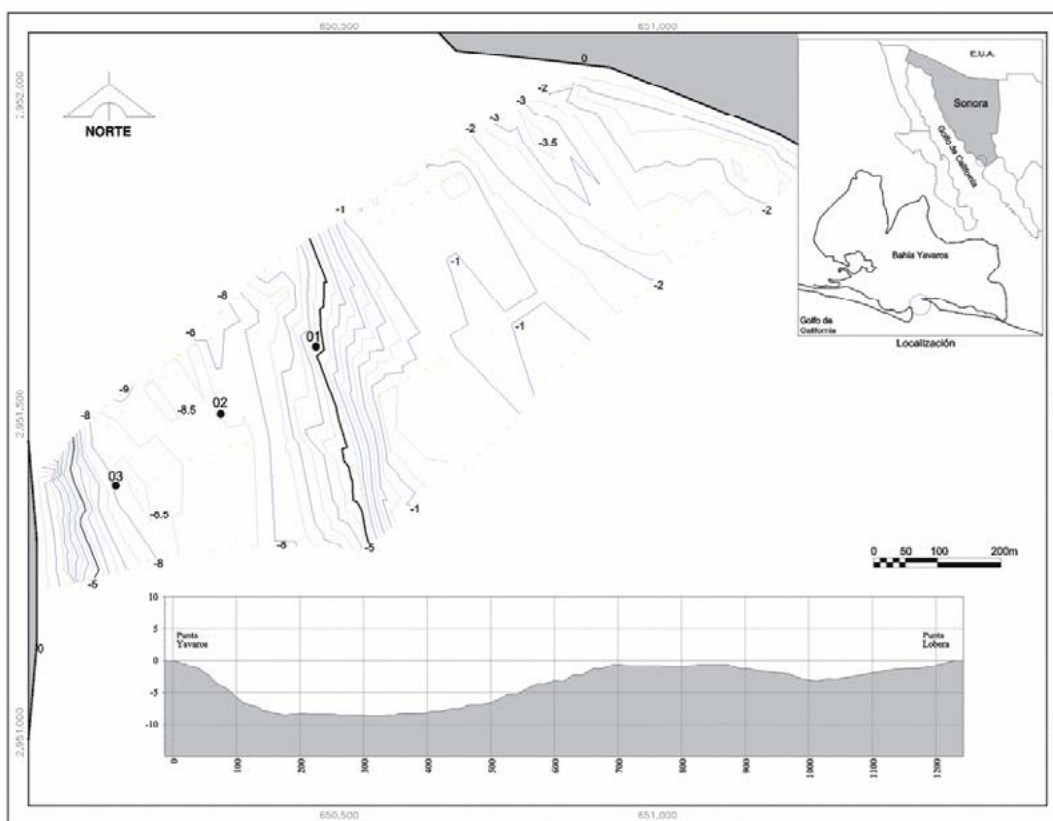


Figura 1. Localización de la laguna Yavaros y detalle de la sección transversal en la boca de comunicación con el mar.

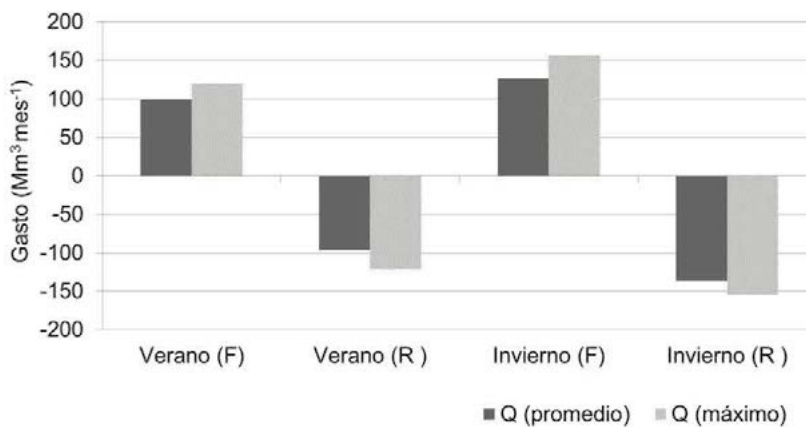


Figura 2. Gastos hidráulicos estacionales en la laguna Yavaros (Condición 2004-2005). F= Flujo y R= Reflujo.

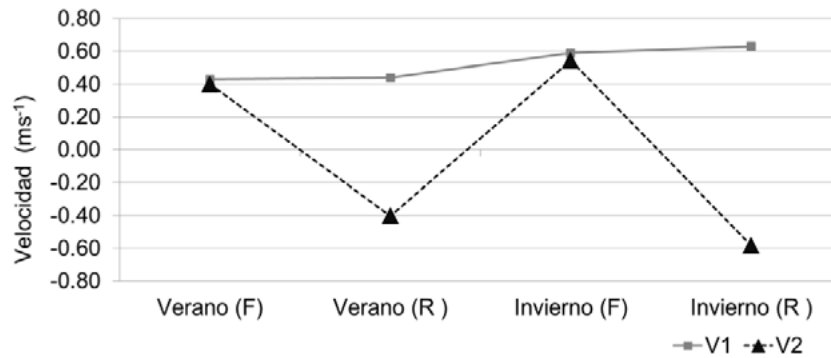


Figura 3. Corriente residual en la boca de la laguna Yavaros para la condición invierno 2004-verano 2005. V_1 =Corriente euleriana residual y V_2 = Bombeo de marea o deriva de Stokes. Los valores corresponden a la integración de la velocidad instantánea en la vertical.

Los intercambios de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna y el mar mostraron que en verano e invierno las importaciones fueron mayores a las exportaciones. En invierno fue mayor la magnitud de intercambio de COP (Figura 4). El intercambio de COP observado en verano fue más equilibrado debido a que tanto las concentraciones de COP, como los gastos hidráulicos en el flujo y reflujos de marea fueron similares. La mayor magnitud de intercambio de COP en invierno es explicada por mayores concentraciones de COP y mayores gastos hidráulicos. La magnitud de intercambio de COP en esta laguna Yavaros es similar a lo observado en la laguna Navachiste (Escobedo-Urias *et al.*, 2007) y en la laguna Uriás (Páez-Osuna *et al.*, 1990) ubicadas en el golfo de California, aunque en esas dos lagunas dominan los procesos de exportación. En la laguna Yavaros la tasa de renovación del agua < 10 días (Dworak y Gomes-Valdez, 2003) favorece el buen intercambio de agua y materiales con el mar adyacente. La mayor magnitud de intercambio de COP en invierno se atribuye a que en esta estación del año se aporta la mayor cantidad de materia orgánica por aguas residuales agrícolas a la laguna durante los periodos de irrigación (Beman *et al.*, 2005) y también en este periodo del año ocurren eventos de surgencias costeras en esta región del golfo de California (LLuch-Cota, 2000) y los incrementos de biomasa de fitoplancton asociados a estos eventos sugieren ser la principal fuente de COP; sin embargo, esta hipótesis requiere probarse debido a las distintas fuentes existentes de COP.

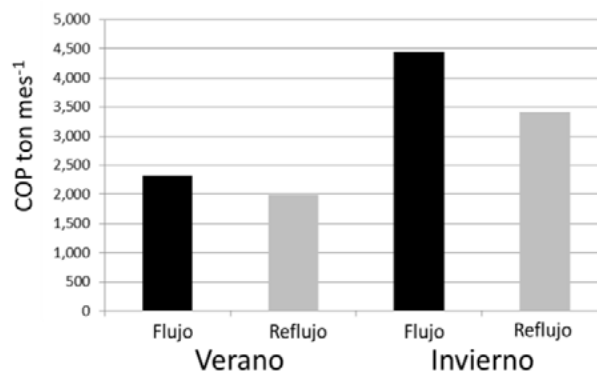


Figura 4. Intercambio de Carbono orgánico Particulado entre la laguna Yavaros y el Golfo de California durante verano e invierno.

Conclusiones

El intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna Yavaros y el Golfo de California es dominado por procesos de importación tanto en verano como en invierno y la magnitud del intercambio es mayor en invierno ($\approx 4000 \text{ ton mes}^{-1}$) que en verano ($\approx 2000 \text{ ton mes}^{-1}$).

Agradecimientos

Al Ing. Andrés Hernández Ibarra por el apoyo técnico en campo y laboratorio. Este estudio recibió financiamiento del proyecto PC0.14 del CIBNOR, S. C.

Bibliografía

- Beman J. M., K. R. Arrigo, P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214.
- Bianchi T. S., J. E. Bauer. 2011. Particulate Organic Carbon Cycling and Transformation. *In*: Wolanski E, D. S. McLusky (eds). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Waltham: Academic Press. Vol 5. pp. 69-117.
- Bianchi T. S., L. A. Wysocki, M. Stewart, T. R. Filley, B. A. McKee. 2007. Temporal variability in terrestrially-derived sources of particulate organic carbon in the lower Mississippi River. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71:4425-4437.
- Dworak J. A., J. Gomez-Valdes. 2003. Modulation of shallow water tides in an inlet-basin system with a mixed tidal regime. *Journal of Geophysical Research* 110:1-15.
- Dyer K. R. 1997. *Estuaries. A physical introduction*. John Wiley and Sons. Chichester, England. 195 pp.
- Dyke P. P. G. 1980. On the Stoke's drift induced by tidal motions in a wide estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 2:273-281.
- Eaton A. D., L. S. Clesceri, A. E. Greenberg. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Ed. America Public Health Association. Maryland, USA.
- Escobedo-Urías D., A. Martínez-López, A. Jiménez-Illescas, A. E. Ulloa-Pérez, A. Zavala-Norzagaray. 2007. Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. *En*: *Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). SEMARNAT-INE y CICESE, México, D.F. pp. 171-186.
- Kountintosky V. G., N. Navarro, D. Booth. 2002. Descriptive physical oceanography of Great Entry Lagoon, Gulf of St. Lawrence. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54:833-847.
- Lankford R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. *In*: *Estuarine Processes*. M. Wiley, ed. Academic Press, Nueva York 11. pp. 182-215.
- Lluch-Cota S. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta* 23:731-740.
- Páez-Osuna F., Y. Montaña-Ley, H. Bojórquez-Leyva. 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazátlan y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 6:19-32.
- Simpson J. H., R. Vernell, A. J. Souza. 2001. The salt fluxes in a tidally-energetic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:131-142.
- Sylaios G., V. Tsihrintzis, C. Akrotos, K. Harambidou. 2006. Quantification of water, SALT and nutrient exchange processes at the mouth of a Mediterranean coastal lagoon. *Environmental Monitoring and Assessment* 119:275-301.
- Tee K. T. 1976. Tide-induced residual current, a 2-D non-linear numerical model. *Journal of Marine Research* 34:603-628.



2.17 Estimación de pCO₂ a partir de datos *in situ* y de satélite en la costa noroccidental de Baja California

Mariano-Matías Manuel¹; Gaxiola-Castro Gilberto¹; Cepeda-Morales Jushiro C.¹ y De la Cruz-Orozco Martín E.¹

¹Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana # 3918 Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: mmariano@cicese.edu.mx

Resumen

Se presentan los resultados de la estimación de la presión parcial de dióxido de carbono (pCO₂) en la superficie del mar a partir de la temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila-a derivados de satélite. Del siete al nueve de mayo y del 27 al 29 de julio de 2011 se colectaron datos *in situ* de pCO₂, temperatura y concentración de clorofila, en el Observatorio de Monitoreo Costero Ensenada (OMCE) que se utilizaron para desarrollar un algoritmo empírico. Los datos *in situ* de temperatura y clorofila fueron substituidos en el modelo por la temperatura y la clorofila obtenidos por satélite para obtener la pCO₂-satelital y ampliar la cobertura de estudio a la costa noroccidental de Baja California. Los compuestos mensuales (marzo-agosto) de pCO₂ y ΔpCO₂ indican que la mayor parte del área de estudio se comportó como sumidero de CO₂ atmosférico.

Palabras clave: ΔpCO₂, zona costera, datos satelitales, Baja California.

Abstract

We present the results of the estimation of the partial pressure of carbon dioxide (pCO₂) in the surface of the sea as from the sea surface temperature and chlorophyll-a concentration derived from satellite. Data of pCO₂, sea surface temperature and chlorophyll concentration were collected from May 7 to 9 and from July 27 to 29, 2011 at the Observatorio de Monitoreo Costero Ensenada (OMCE). These data were used to develop an empirical algorithm. Field data of temperature and chlorophyll were replaced in the model by temperature and satellite-derived chlorophyll to get pCO₂-satellite and expand coverage to study the northwestern coast of Baja California. The compounds monthly (March-August) of pCO₂ and ΔpCO₂ indicate that most of the study area behaved as a sink for atmospheric CO₂.

Keywords: ΔpCO₂, coastal area, satellite data, Baja California.

Introducción

El CO₂ atmosférico es un importante gas invernadero que juega un papel substancial en la modulación del clima. Se considera que el océano absorbe alrededor de 48% de éste gas de origen antropogénico (Turk *et al.*, 2010), convirtiéndolo en uno de los principales reservorios de carbono con alrededor de 1.9±0.7 Pg C incorporados por año (Le Quéré *et al.*, 2003) y con 60 veces más carbono almacenado que el contenido en la atmósfera (Riebesell *et al.*, 2009). Por lo anterior, la capacidad de absorción de CO₂ por el océano se convierte en una variable fundamental para la predicción de escenarios de cambio climático. No obstante, el número y temporalidad de las mediciones de pCO₂ en el océano no permiten caracterizar completamente un sistema tan heterogéneo, máxime si nos referimos a la zona costera.

Con la intención de resolver la falta de observaciones de $p\text{CO}_2$ se han implementado programas de muestreo usando diferentes plataformas de observación, por ejemplo barcos y boyas (Padin *et al.*, 2009). Sin embargo, el equipo, la instalación y operación de estos programas de monitoreo son muy costosos. Una de las opciones para resolver el submuestreo es el uso de sensores remotos que proveen información relacionada en forma indirecta al ciclo del carbono en diferentes escalas de tiempo y espacio. Los datos más utilizados para calcular la $p\text{CO}_2$ en la superficie del océano son los de temperatura superficial del mar (TSM) (Zirino *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 1998; Lefèvre y Taylor, 2002). La relación temperatura- $p\text{CO}_2$ tiende a ser robusta en todas las regiones del océano (Lee, *et al.* 1998) debido a que ambas variables usualmente covarían de manera muy estrecha. Lo anterior es debido al efecto termodinámico directo de la TSM sobre la $p\text{CO}_2$. La clorofila también se ha utilizado como una variable biológica que se relaciona con la $p\text{CO}_2$, por lo que se construyen relaciones que incluyen temperatura y clorofila determinados ambos por medio de sensores remotos (Hales *et al.*, 2012; Ono *et al.*, 2004; Rangama *et al.*, 2005). Los diversos modelos que se han propuesto son reflejo del alto potencial de utilizar la información derivada de sensores remotos para la estimación de la incorporación oceánica de carbono, aun cuando esta herramienta no ha llegado a su óptimo de utilización.

El objetivo del presente trabajo es generar un algoritmo empírico que utilice variables obtenidas de sensores remotos (TSM y Clorofila) para estimar la $p\text{CO}_2$ en la zona de la costa noroccidental de la Península de Baja California y aplicarlo para calcular los flujos de carbono en esa región del océano.

Materiales y métodos

Durante el año 2011 se hicieron dos campañas oceanográficas (7-9 de mayo y 27-29 julio) en el Observatorio de Monitoreo Costero Ensenada (OMCE) a bordo del buque oceanográfico *Francisco de Ulloa*, propiedad del CICESE. La $p\text{CO}_2$ se midió de manera continua utilizando un analizador de gases Licor 6262. De forma simultánea se midió la temperatura superficial del mar con un termosalinómetro marca Seabird Electronics. Las muestras de clorofila fueron discretas y se utilizaron botellas Niskin añadidas a una roseta oceanográfica para colectar un litro de agua a un metro de profundidad. Las muestras se filtraron en un sistema de vacío con filtro GF/F de 2.5 cm de diámetro. Los filtros se almacenaron en nitrógeno líquido hasta su análisis en el laboratorio con el método propuesto por Holm-Hansen *et al.* (1965).

Las imágenes mensuales de temperatura superficial del mar (TSM) y de clorofila (CHL) del sensor MODIS Aqua, con resolución espacial de 4 km se obtuvieron de la página <http://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/>.

Con los datos de $p\text{CO}_2$, temperatura y clorofila *in situ* se ajustó el modelo propuesto por Ono *et al.* (2004), mediante un ajuste no lineal por mínimos cuadrados empleando el algoritmo Marquard-Levenberg en el software Statistica versión 7.

$$p\text{CO}_2 = A * \text{TSM} + B * \text{TS}^2 + C * \text{Chl} + D * \text{Chl}^2 + E \quad (1)$$

donde: TSM es la temperatura superficial en grados centígrados, Chl es la concentración de clorofila en mg Cl a m^{-3} y A-E son los coeficientes derivados del modelo.

El resultado del modelo fue aplicado al área comprendida entre 33° y 28° N y 118.5° y 114.5° W, con una cobertura temporal de marzo a agosto de 2011. Una vez estimados los coeficientes, los valores de temperatura y clorofila *in situ* se sustituyeron por compuestos mensuales de la temperatura y clorofila obtenidas del satélite.

Para resolver si el área de estudio se comporta como fuente o sumidero de CO_2 se calculó la diferencia de presión parcial del CO_2 ($\Delta p\text{CO}_2$) entre la atmósfera y el océano. Al valor de $p\text{CO}_2$

superficial del mar se le resta el valor de $p\text{CO}_2$ de la atmósfera. Valores negativos de $\Delta p\text{CO}_2$ indican incorporación de CO_2 por el océano y valores positivos indican que el océano libera CO_2 hacia la atmósfera. Los datos mensuales de $p\text{CO}_2$ atmosférica se tomaron de la página Web http://scrippsco2.ucsd.edu/data/in_situ_co2/monthly_mlo.csv.

Resultados y discusión

El ajuste del modelo generó un coeficiente de regresión multivariada de 0.71 con un error estándar de $14.3 \mu\text{atm}$ alrededor de la media ($378.4 \mu\text{atm}$), siendo el error estándar 15.88% menor que el reportado por Ono *et al.*, (2004) y 90.6% mayor que el reportado por Padin *et al.*, (2009) ($17 \mu\text{atm}$ y $7.5 \mu\text{atm}$ respectivamente) quienes utilizan el mismo modelo, con diferentes coeficientes, para diferentes regiones oceánicas.

En la Figura 1 se presenta la distribución espacial de la $p\text{CO}_2$ en primavera y verano (marzo-agosto de 2011). Durante primavera (marzo-mayo) es notoria la alta $p\text{CO}_2$ en la franja próxima a la costa, particularmente en marzo. En abril la franja costera con elevada $p\text{CO}_2$ disminuye y los máximos valores se encuentran frente a Punta Baja, en donde se aprecia un filamento hacia mar abierto con valores de $p\text{CO}_2 \sim 800 \mu\text{atm}$. En mayo solo se estimaron regiones aisladas con alta $p\text{CO}_2$, particularmente al sur de Ensenada y al sur de Punta Baja. En todos los meses de primavera los valores de $p\text{CO}_2$ disminuyen en dirección a mar abierto. El patrón de distribución de la $p\text{CO}_2$ en el mes de abril es consistente con lo reportado por De la Cruz-Orozco *et al.*, (2010), quienes muestran datos de $p\text{CO}_2$ colectados en abril de 2005. Estos autores indican que los valores de $p\text{CO}_2$ aumentaron del océano a la costa, atribuyéndole dicho patrón al efecto de las surgencias costeras, que transportan agua subsuperficial rica en CO_2 aumentando así la $p\text{CO}_2$ en la superficie del mar.

El patrón de distribución de la $p\text{CO}_2$ es consistente con el reportado por Hales *et al.*, (2012) quienes modelan la $p\text{CO}_2$ en la franja costera de Norteamérica, incluyendo nuestra área de estudio, enfocando valores más altos de $p\text{CO}_2$ en la franja próxima a la costa, estos autores también atribuyen dicho patrón al efecto de las surgencias costeras.

En verano (junio-agosto, Figura 1) se aprecia una distribución uniforme de la $p\text{CO}_2$, excepto en junio en el cual se localizan regiones con alta $p\text{CO}_2$, la más importante al sur de Punta Baja y otra al sur de Ensenada. Los resultados de éste trabajo no son consistentes con lo reportado por De la Cruz-Orozco *et al.*, (2010) para julio de 2005, quienes reportaron valores más bajos ($300 \mu\text{atm}$) de $p\text{CO}_2$ en la franja próxima a la costa que tienden a aumentar en dirección a la zona oceánica. La discrepancia encontrada con respecto a este trabajo puede deberse a que De la Cruz-Orozco *et al.*, (2010) reportan datos para una campaña de ~ 15 días, lo que implica que el área de estudio que se reporta en este trabajo fue cubierta en alrededor de tres días. Por el contrario, el promedio mensual presentado en este trabajo estaría representado la alta variabilidad que generan las surgencias en la zona de estudio (Muñoz-Anderson, 2011).

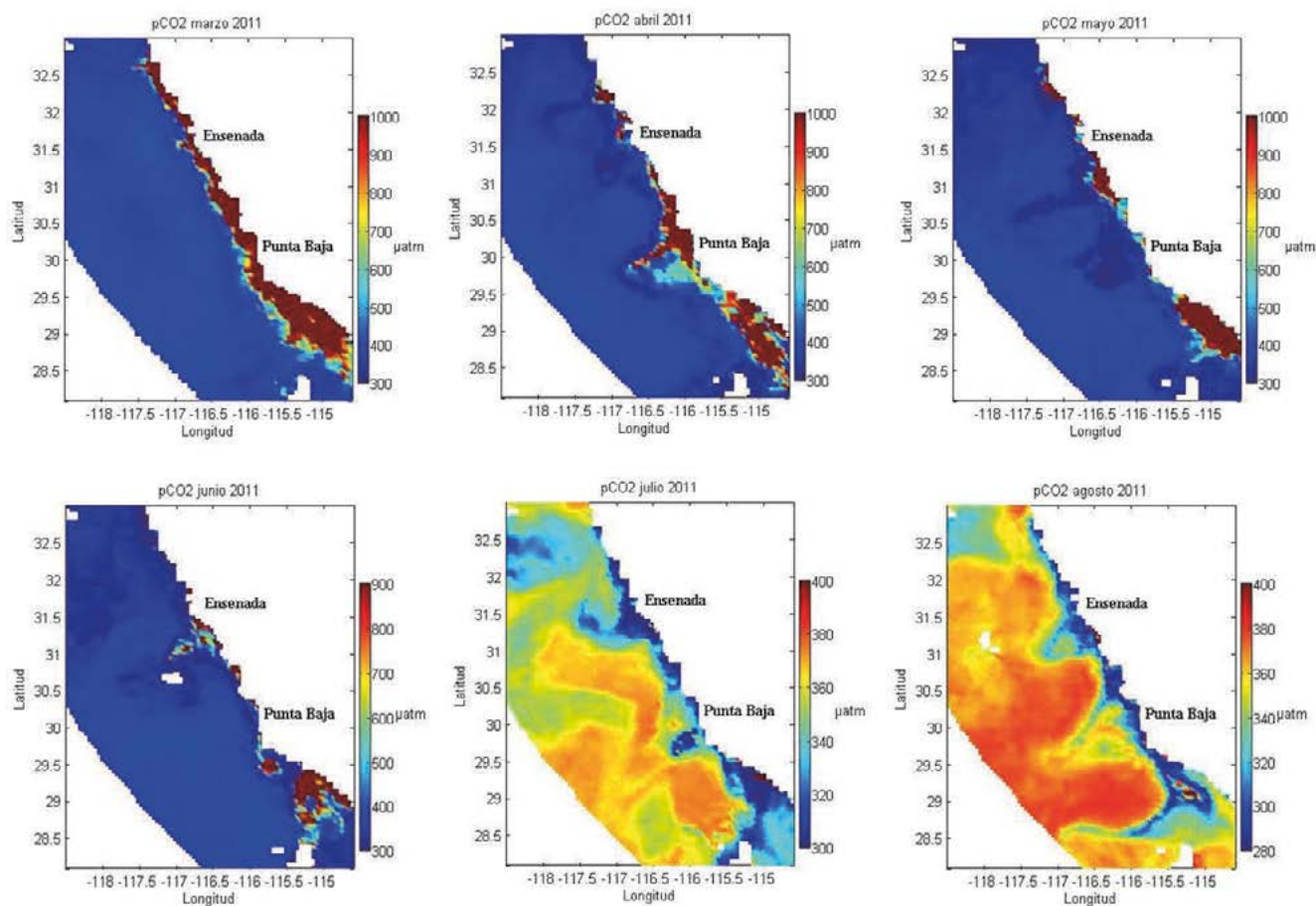


Figura 1. Distribución de la $p\text{CO}_2$ en primavera-verano de 2011. Los tres paneles superiores (marzo, abril y mayo) corresponden a la época de primavera y los tres paneles inferiores (junio, julio y agosto) corresponden a la época de verano. Nótese el cambio en la paleta de colores para los meses de julio y agosto.

En la Figura 2 se muestra la distribución de la $\Delta p\text{CO}_2$, la cual presenta un patrón similar a la $p\text{CO}_2$ en ambas épocas (primavera-verano), con valores positivos en prácticamente toda el área de estudio y durante el período estudiado, particularmente en la franja costera. En marzo se observan los valores positivos más altos que cubren toda la franja costera. En abril la cobertura de los valores altos positivos se ha reducido y en mayo solo se presenta en tres regiones costeras una al norte de Ensenada, otra al sur de Ensenada y la de mayor área al sur de Punta Baja. De marzo a mayo la región oceánica presentó valores de $\Delta p\text{CO}_2$ negativos o próximos al equilibrio con la atmósfera. El patrón observado en el mes de marzo es consistente con lo reportado por Hales *et al.*, (2012), quienes además indican que el área de estudio estuvo en condiciones próximas al equilibrio con la atmósfera en el mes de abril, y de mayo a agosto ubican a la zona de estudio como un sumidero débil de CO_2 ($\sim 1.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

El patrón de distribución de la $\Delta p\text{CO}_2$ es consistente con lo reportado por De la Cruz-Orozco *et al.*, (2010), estos autores encuentran que los valores de $\Delta p\text{CO}_2$ aumentan del océano a la costa. Sin embargo, hay discrepancia en cuanto a que éstos autores reportan una mayor variabilidad de la $\Delta p\text{CO}_2$ en abril y julio, y en éste trabajo el mes de julio, al igual que agosto, fue el mes con la menor variabilidad en los valores de $\Delta p\text{CO}_2$.

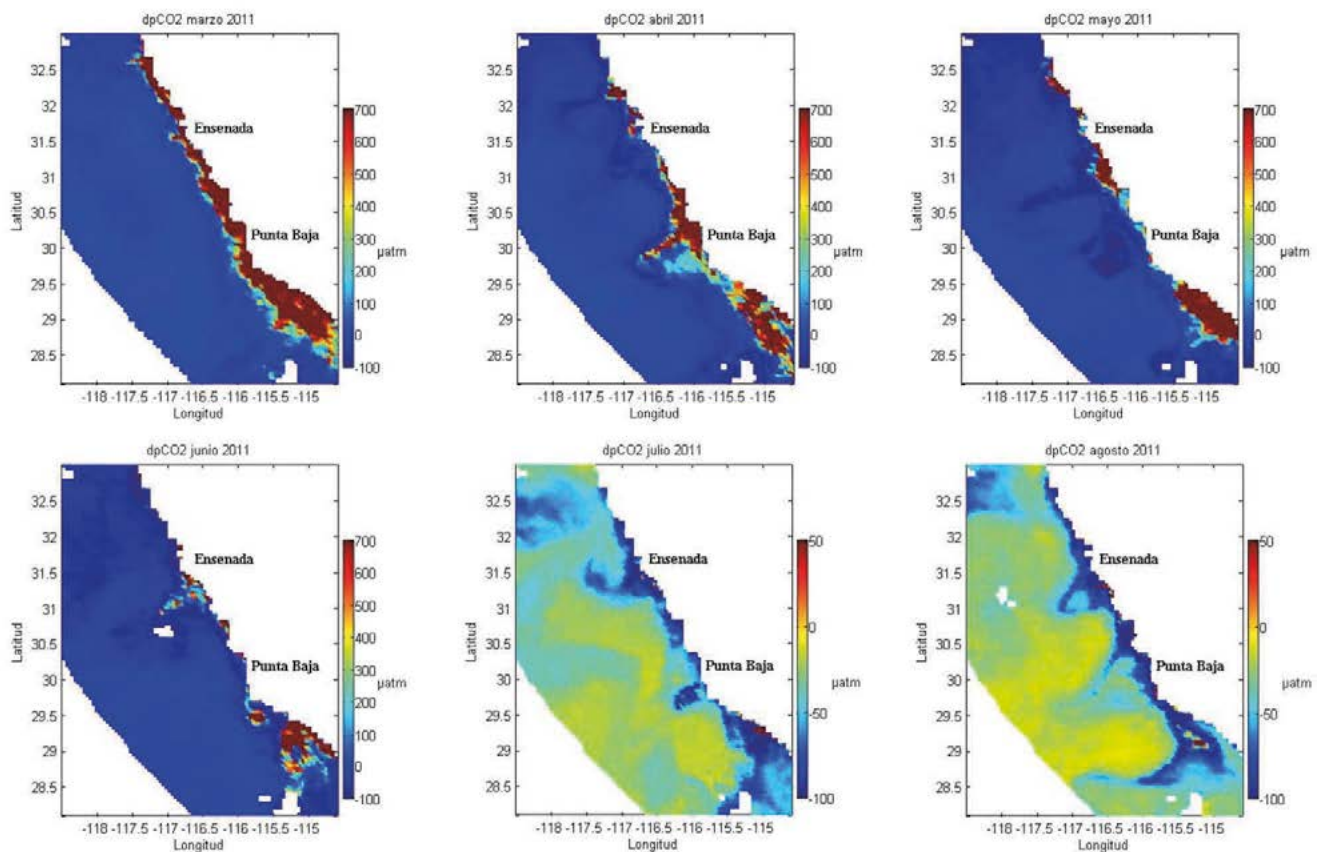


Figura 2. Distribución de la $\Delta p\text{CO}_2$ en primavera-verano de 2011. Los tres paneles superiores (marzo, abril y mayo) corresponden a la época de primavera y los tres paneles inferiores (junio, julio y agosto) corresponden a la época de verano. Nótese el cambio en la paleta de colores para los meses de julio y agosto.

En junio los valores altos positivos de $\Delta p\text{CO}_2$ sólo se encuentran al sur de Punta Baja y el resto del área de estudio presenta valores de negativos y hacia condiciones en equilibrio con la atmósfera. En julio y mayo se invierte el patrón de distribución de la $\Delta p\text{CO}_2$ y con valores negativos en la franja costera y valores positivos en la región oceánica.

Conclusiones

El algoritmo descrito por Ono *et al.*, (2004) con los coeficientes propuestos en este estudio para la costa noroccidental de Baja California presenta un error estándar de $14.3 \mu\text{atm}$, 15.8% menor que el reportado por Ono *et al.*, (2004), por lo cual puede ser aplicado en condiciones de primavera verano en la región noroccidental de Baja California. Los mapas mensuales de $p\text{CO}_2$ reproducen los patrones reportados por otros autores para la misma zona. Los resultados de este trabajo sugieren que durante el periodo de estudio el área se comportó como fuente de CO_2 a la atmósfera.

Agradecimientos

Al CONACYT por la beca otorgada para que el primer autor desarrolle sus estudios de doctorado. Al proyecto SEMARNAT-CONACYT No. 2008-107267 “Servicios ambientales del ecosistema costero de Baja California en relación al cambio climático”.

Bibliografía

- De La Cruz-Orozco M. E., J. E. Valdéz-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Mariano-Matías, T. L. Espinoza-Carreón. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007. G. Gaxiola-Castro, R. Durazo. México, D.F., SEMARNAT, INE, CICESE, UABC. pp. 165-179.
- Hales B., P. Strutton, M. Saraceno, R. Letelier, T. Takahashi, R. Feely, C. Sabine, F. Chavez. 2012. Satellite-based prediction of pCO₂ in coastal waters of the eastern North Pacific. *Progress In Oceanography* 103:1-15.
- Holm-Hansen O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes, J. D. H. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer.* 30:3-15.
- Le Quéré C., O. Aumont, L. Bopp, P. Bousquet, P. Ciais, R. Francy, M. Heinman, C. D. Keeling, H. Kheshgi, P. Peylin, S. C. Piper, I. C. Prentice, P. J. Rayner. 2003. Two decades of oceanic CO₂ sink and variability. *Tellus* 55:649-656.
- Lee K., R. Wanninkhof, T. Takahashi, S. C. Doney, A. A. Feely. 1998. Low interannual variability in recent oceanic uptake of atmospheric carbon dioxide. *Nature* 396:155-159.
- Lefèvre N., A. Taylor. 2002. Estimating pCO₂ from sea surface temperatures in the Atlantic gyres. *Deep Sea Research Part I* 49:539-554.
- 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 en ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Ono T., T. Saino, N. Kurita, K. Sasaki. 2004. Basin-scale extrapolation of shipboard pCO₂ data by using satellite SST and Chl a. *International Journal of Remote Sensing* 25:3803-3815.
- Padin X. A., G. Navarro, M. Gilcoto, A. F. Rios, F.F. Pérez. 2009. Estimation of air-sea CO₂ fluxes in the Bay of Biscay based on empirical relationships and remotely sensed observations. *Journal of Marine Systems* 75:280-289.
- Rangama Y., J. Boutin, J. Archeto, L. Merlivat, T. Takahashi, B. Delille, Frankignoulle, D. C. E. Bakker. 2005. Variability of the net air-sea CO₂ flux inferred from shipboard and satellite measurements in the Southern Ocean south of Tasmania and New Zealand. *Journal of Geophysical Research* 110:C09005.
- Riebesell U., A. Kortzinger, A. Oschlies. 2009. Tipping Elements in Earth Systems Special Feature: Sensitivities of marine carbon fluxes to ocean change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:20602-20609.
- Turk D., C. J. Zappa, C. S. Meinen, J. R. Christian, D. T. Ho, A. G. Dickson, W. R. McGillis. 2010. Rain impacts on CO₂ exchange in the western equatorial Pacific Ocean. *Geophysical Research Letters* 37:L23610.
- Zirino A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Fuhrmann, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, J. R. Lara-Lara, R. L. Bernstein. 1997. Estimate of surface pCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Ciencias Marinas* 23:1-22.

2.18 Dinámica del carbono y azufre en sistemas ribereños del río Amecameca

Guerra-Hernández Eloísa A.¹; Vega-Martínez Karen L.¹; Cortés-Guerrero Ana L.¹; Mascot-Gómez Ernesto¹ y Cruz-Flores Gerardo².

¹Laboratorio de Calidad del Agua y Ecohidrología, ²Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, UMIEZ L-8 Planta Alta, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, México, D. F. Autor para correspondencia: eloisaaguerrah@gmail.com

Resumen

Los ambientes ribereños (AR) poseen condiciones únicas que influyen sobre transferencias de energía y nutrimentos en la interfase suelo-agua. Afectaciones como la rosa-tumba de vegetación riparia, propicia erosión edáfica y alta carga sedimentaria hacia la cuenca baja. Otras afectaciones a AR son el cada vez, menor tiempo de residencia y contacto entre agua y suelo y entradas adicionales de carbono orgánico disuelto procedente de vertidos urbanos aumentando la concentración y exportación de carbono de los ríos. Lo anterior determina que las relaciones entre carbono (C) y otros nutrimentos como el azufre (S) en el suelo estén alteradas. Por degradación microbiana y actividad enzimática arilsulfatasa del suelo, los sulfatos pueden llegar a las aguas superficiales donde son importantes sus interacciones con agentes tóxicos, material orgánico e hidrógeno constituyéndose como importantes agentes acidificantes en muchos ríos. Para conocer las relaciones carbono/azufre en agua de los afluentes y en el complejo sedimento-suelo ribereño y sus variaciones en función al cambio de uso del suelo, de octubre-2010 a noviembre-2011, se determinó mensualmente en arroyos permanentes tributarios del río Amecameca, el pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, carbono orgánico particulado (COP), demanda química de oxígeno y sulfatos en agua del río y, fueron determinados, en sedimento y suelo ribereño el pH activo, conductividad eléctrica, C y S totales. Hay correlaciones significativas de COP con sulfatos en agua y de estos con materia orgánica de sedimento (MOS). Mientras que en suelo fue baja la concentración de sulfatos, en sedimento de sitios de uso agropecuario tuvieron alta concentración.

Palabras claves: sistemas lóticos, suelos ribereños.

Introducción

Los bosques ribereños son la interacción entre los ecosistemas acuático y terrestre, reconocidos por su peculiar vegetación que se desarrolla a ambos lados del caudal (Gutiérrez, 2009). Estos sistemas juegan un papel importante en la estructura de un bosque, ya que poseen microclimas con mayor humedad, una alta tasa de biodiversidad, tanto de flora como de fauna (Torres, 2005) y participan activamente en el secuestro de carbono atmosférico. Los bosques ribereños son determinantes en los ciclos biogeoquímicos principalmente del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, elementos que son afectados por las reacciones químicas llevadas en la interface agua-suelo-sedimento (Kennish, 1986).

En las últimas décadas, la deforestación en países tropicales ha causado severas pérdidas de suelos en áreas montañosas y un aumento en la tasa de sedimentos transportados por los ríos. Este tipo de erosión consiste en el desprendimiento de partículas o agregados del suelo de los bordes de ríos o arroyos por el flujo de agua que, junto con la inestabilidad del suelo, produce el deterioro de las áreas de bordes fluviales. La erosión de los bancos ribereños está determinada por el tamaño del canal, el caudal, la velocidad de la corriente y el régimen de transporte (Sepúlveda *et al.*, 2009). Estos factores

afectan la disponibilidad de nutrimentos en el sistema agua-suelo-sedimento siendo el carbono y el azufre los nutrimentos afectados.

El carbono presente en la materia orgánica (MO) del suelo y que en ocasiones es transportada a través de los sistemas fluviales, representa la fracción principal de las partículas que arrastra el río por lo que su pérdida en zonas desprotegidas conlleva a un incremento en el grado de erosión del suelo y un aumento en la contaminación física y química del caudal, debido a que su presencia ayuda a prevenir la escorrentía, incrementa la humedad y contribuye a moderar las fluctuaciones diarias de temperatura en las capas inferiores del suelo. Mientras que el azufre, presente en la MO proviene de los residuos vegetales, animales y microbianos que se incorporan al suelo; consiste en una parte importante de proteínas y sus derivados, como los aminoácidos.

El Parque Nacional-Iztaccíhuatl Popocatepetl (PN-IP) sufre amenazas de diversos tipos que atentan contra la conservación de la zona. El grado de perturbación de las comunidades vegetales presentes dentro del PN-IP es acentuado debido a la extracción de flora y fauna, la tala y pastoreo que se presentan y con mayor frecuencia en los bordes de arroyos y ríos, afectando no solo al suelo, sino que al dejar desprotegido los bordes del río, también se perturba la calidad de los afluentes (Cruz *et al.*, 2008).

Ayala (2011) caracterizó ecológicamente sitios ribereños ubicados dentro del PN-IP y sus áreas de influencia, para evaluar relación que existente entre los sistemas vegetación, suelo y agua, encontrando gran dominio del medio terrestre en la dinámica y calidad de los sistemas acuáticos.

Esta investigación se realizó con el objetivo de determinar la dinámica que presenta el carbono y azufre en los sistemas ribereños en el agua-sedimento-suelo en un afluente del río Amecameca, dentro del PN-IP y área de influencia.

Materiales y métodos

Se eligieron siete estaciones de muestreo el sistema lótico Amalacaxco del río Amecameca, donde se presentaron diferentes condiciones de usos de suelo en un intervalo altitudinal de 2400 a 3700 m s.n.m.

La zona con mejor estado de conservación es la cañada Amalacaxco (3651 m), se caracteriza por tener uso de suelo forestal con presencia de *Pinus hartwegii* en asociación con zacatonal, en Potrero y la cañada Potrero el uso de suelo es forestal perturbado (3368 y 3347 m respectivamente), Alcalica (2684 m) presenta uso de suelo pecuario y el uso de suelo agrícola-pecuario corresponde a Tomacoco y Tezahuac (2545 y 2518 m respectivamente), finalmente se encuentra la estación de muestreo Vías Libramiento (2463 m) con uso de suelo urbano.

En cada estación de muestreo se realizó la caracterización física de la zona indicando uso de suelo, exposición, tipo de vegetación dominante, coordenadas geográficas en UTM, altitud (GARMIN modelo etrex-vista 2000), pendiente (distanciómetro modelo Leica-Disto3), temperatura ambiente (termómetro mercurial con precisión de 0.1° C) y porcentaje de nubosidad.

La toma de muestras de agua se realizó manualmente a nivel superficial con diferentes tipos de botellas y métodos de preservación según el análisis a realizar (APHA, 1992). *In situ* se midieron el pH, conductividad, sólidos totales disueltos (STD) (Combo Hanna modelo HI 98129) y la alcalinidad (método Titrimétrico con dos indicadores), dureza de calcio y total (método Complejométrico) y oxígeno disuelto (Winkler modificación azida de sodio); se registró el perfil batimétrico del cauces y se midió la velocidad del caudal (método del flotador) de acuerdo a lo señalado por Aparicio (1994). Todas las muestras se conservaron en una hielera a 4° C aproximadamente hasta su traslado al laboratorio en donde se determinaron los sólidos totales sedimentables (STS) (cono de Imhoff),

carbono orgánico particulado (COP) (Parsons *et al.*, 1984), DQO (método del reflujo cerrado) y sulfatos (método turbidimétrico) todas de acuerdo al APHA (1992).

En la toma de muestra de sedimento en cada estación se trazaron transectos de 30 m, tomando muestras simples a 0 m, 15 m y 30 m, formando con ellas muestras compuestas por cada estación de muestro, con el fin de obtener una mejor representación del sistema, estas muestras se trasladaron al laboratorio. Las muestras de suelo se tomaron delimitando cuadrantes de 30 x 2 m y 30 x 10 m, con amplitudes de 1 y 5 m a ambos lados del caudal, en cada cuadrante se tomaron al azar cuatro submuestras (dos de cada lado del río a con profundidad de 0 a 0.2 m) generando así dos muestras compuestas a las distancias señaladas. Tanto las muestras de suelo como de sedimento se secaron a temperatura ambiente, tamizaron (malla 2 mm) y se almacenaron en frascos de polietileno etiquetados con el sitio y fecha de colecta.

Para las determinaciones en laboratorio del sedimento y suelo se registró el pH relación 1:2 (Jackson, 1964), conductividad eléctrica relación 1:5 (Richards, 1990), materia orgánica (Jackson, 1964) y azufre disponible.

Una vez procesados todos los parámetros se elaboró una base de datos con toda la información para el análisis estadístico correspondiente.

Resultados y discusión

Con la información generada para cada parámetro se obtuvieron los estadísticos básicos y posteriormente de acuerdo a su desviación de la normalidad, se obtuvieron las correlaciones de Spearman.

En cuanto al pH los intervalos de variación en cada uno de los compartimentos fue bajo como se observa en la Figura 1, este parámetro en el agua presenta gran estabilidad y junto con el sedimento se mantienen cercanos a la neutralidad, mientras que el suelo presenta condiciones ácidas que varían de 4.65 a 6.19 conforme desciende el gradiente altitudinal; esto demuestra el poder amortiguador del ambiente ribereño, al disminuir la acidez del suelo, lo cual también se ve favorecido en sitios con uso agrícola-pecuario (Tezahuac y V. Libramiento).

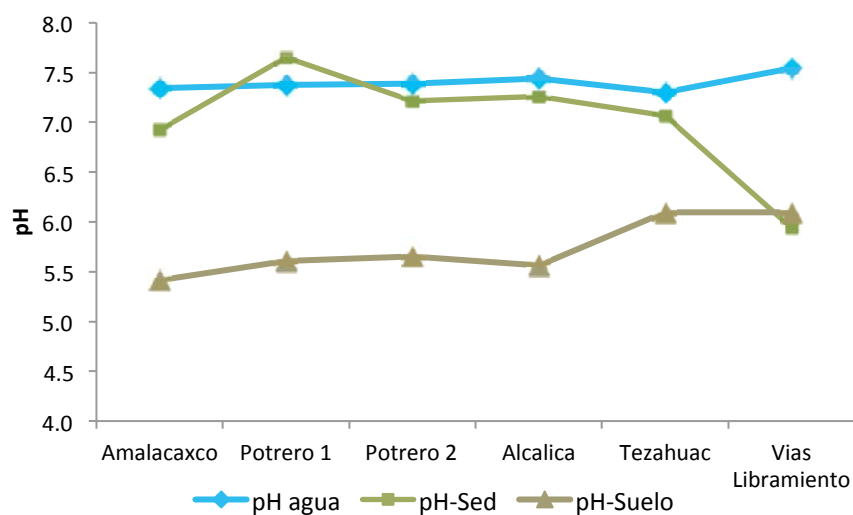


Figura 7. Comportamiento del pH.

El pH en el agua mostró una influencia directa en las concentraciones de nitratos, fósforo total y ortofosfatos, sulfatos, nitrógeno en sedimento y fósforo en suelo y sedimento; por lo que es una variable de gran sensibilidad para determinar la calidad del sistema ribereño.

Es importante señalar que la alcalinidad total y la dureza de calcio fueron variables afectadas por el uso de suelo, con comportamiento similar en ellas, notándose que en los sitios con menor grado de perturbación, las concentraciones de estos parámetros fueron inferiores si se compara con los resultados obtenidos en los sitios donde la contaminación antrópica es evidente encontrando valores de 302.03 y 64.28 mg Ca CO₃ L⁻¹, respectivamente; mismos que indican un sistema con aguas blandas y productividad de baja a media, que aumenta en usos de suelo agrícola, pecuario y con desechos domésticos.

El análisis del nitrógeno en el complejo agua-suelo-sedimento nos muestra una alta correlación significativa ($p \leq 0.05$) entre el amonio, los nitratos y el nitrógeno en sedimento, pero no con el nitrógeno en suelo que se mantiene independiente y solo presenta correlación significativa con el pH y el fósforo del suelo

El fósforo presenta alta correlación significativa en todo el sistema, lo que nos indica que presenta una dinámica muy activa y cualquier variación en las concentraciones del agua, suelo o sedimento se van a ver reflejadas a corto plazo.

El azufre no mantiene una dinámica muy activa y en consecuencia no hay una correlación significativa en las concentraciones presentes en el complejo agua-suelo-sedimento y sus fluctuaciones.

Los resultados obtenidos señalan que existe baja correlación positiva entre el carbono y el azufre bajo las condiciones estudiadas. En la Figura 2 se puede apreciar que al modificar una variable, la otra responde de igual manera, esto es importante ya que los sistemas ribereños son ecosistemas frágiles que se ven perturbados al mínimo cambio en sus condiciones naturales, por lo que, al estudiarse los sitios con uso de suelo pecuario y agrícola, se altera el estado original del sistema y el incremento de estos dos nutrimentos se pueden atribuir al uso de suelo pecuario y agrícola.

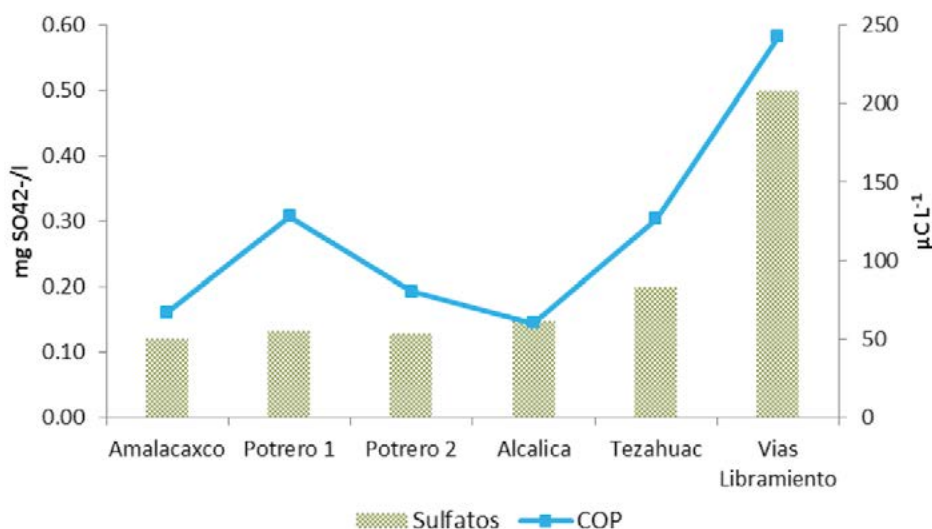


Figura 2. Comportamiento del COP y su relación con los sulfatos en agua.

No existe una relación entre el carbono y el azufre del suelo y el sedimento, sin embargo, en las Figuras 3 y 4 se puede apreciar un comportamiento inverso entre la MO del suelo y sedimento. Dado que se modifica la vocación del suelo para utilizarlo en la agricultura, los aportes de MO se ven disminuidos, dado que se elimina la vegetación ribereña y arbórea, por lo cual disminuye la MO,

mientras el contenido de sedimentos se incrementa, ya que no existe una barrera que impida el arrastre de partículas hacia el caudal del río.

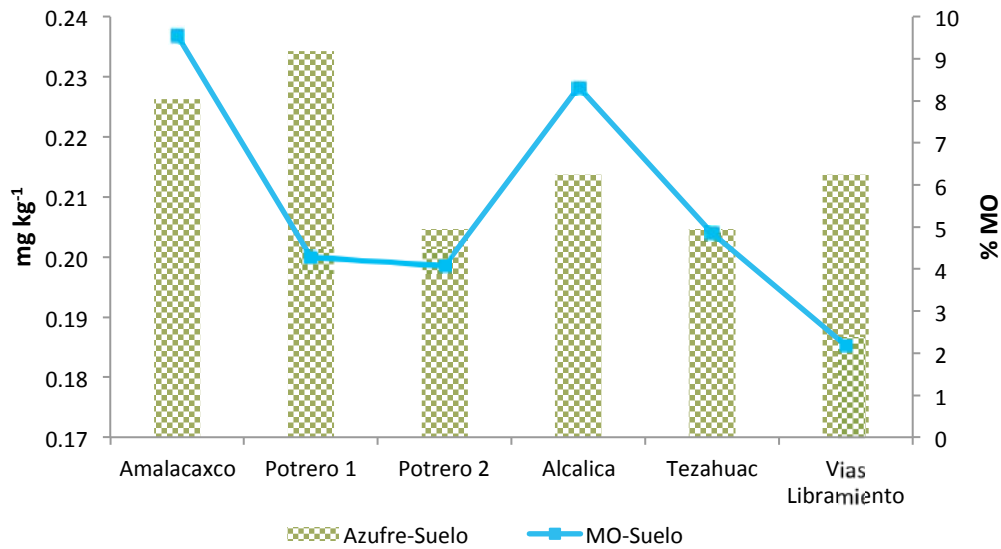


Figura 3. MO y azufre en suelo.

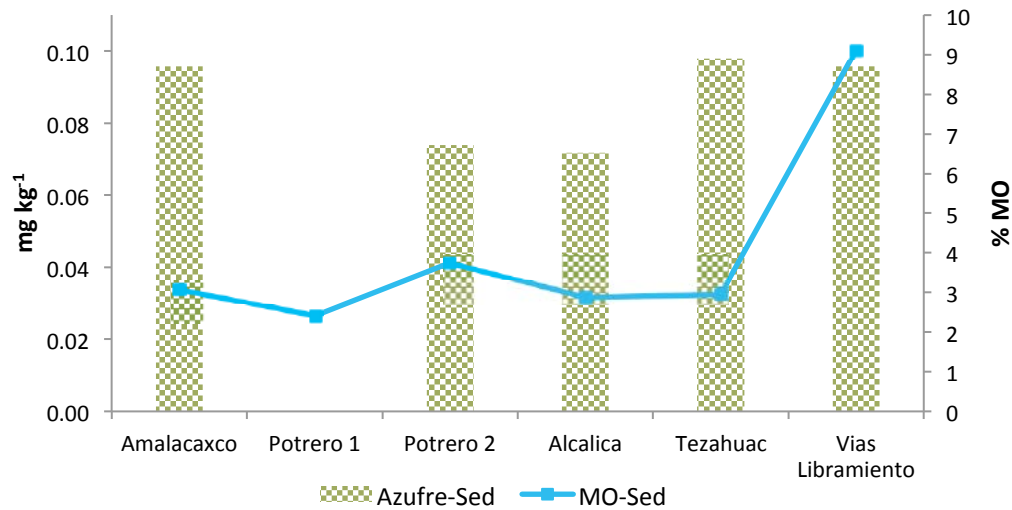


Figura 4. Comportamiento de la MO y azufre en sedimento.

El carbono del sistema presenta correlación significativa lo que significa que influye directamente en la cantidad de nitrógeno y fósforo que se encuentran en suelo y sedimento, pero su relación con estos elementos en el ambiente acuático no es evidente.

La demanda química de oxígeno, consecuencia de la alta tasa de oxidación en el sistema, estuvo influenciada significativamente por la concentración de fósforo en suelo y sedimento, la cantidad de MO en suelo y los sólidos totales disueltos y suspendidos.

El cambio de uso de suelo fue un factor determinante en el cambio de la dinámica de los ecosistemas ribereños ya que de acuerdo a la información generada, influye significativamente en el comportamiento del nitrógeno, fósforo, azufre y carbono de complejo agua-suelo-sedimento.

Conclusiones

En el caso de azufre y del carbono son nutrimentos esenciales en el desarrollo de los organismos, animales y vegetales, en este estudio la relación que se presentó en el comportamiento de ambos elementos no fue significativa, por lo que es necesario realizar más estudios al respecto, para entender y definir un modelo sobre el comportamiento de C y S en ecosistemas ribereños de montaña. De acuerdo a los resultados el carbono en el sistema sirve como un indicador confiable de estado del sistema.

De esta investigación se puede concluir que el cambio en la vocación del suelo, modifica las condiciones naturales del sistema y alteran el comportamiento del nitrógeno, fósforo, azufre y carbono.

Bibliografía

- Aparicio M. 1994. Fundamentos de hidrología de superficie. Limusa, Grupo Noriega Editores, México. 303 pp.
- APHA. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17° edición Ed. Díaz Santos, Madrid, España.
- Ayala M. 2011. Interacción ecológica del sistema agua-suelo en ambientes ribereños del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. México.
- Cruz F., H. Guerra, C. Ángeles. 2008. Descripción de propiedades físicas y químicas de agua y suelo en ambientes riparios en la exposición occidental del Parque Nacional-Izta Popo. Consultado en <http://www.camafu.org.mx/index.php/> Fecha de consulta: enero, 2012.
- Gutiérrez Y. 2009. Uso del suelo, vegetación ribereña y calidad del agua de la microcuenca del río Gaira, Santa Marta, Colombia. Tesis de Posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- Jackson M. 1964. Análisis químico de suelos. Ed Omega. Barcelona, España. 662 pp.
- Kennish M. J. 1986. Ecology of Estuaries. Physical and Chemical Aspects. Vol. I. CRC. Press, INC. USA. 264 pp.
- Parsons T., L. Yoshiaki, M. Carol. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. Oxford, England. 173 pp.
- Richards L. 1990. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Departamento de agricultura de los Estados Unidos de America, Limusa. México D.F.
- Sepúlveda A., V. Geissen, S. Ochoa, A. Jarquín, S. Hernández, E. Capetillo, L. Zamora. 2009. Influencia de tres tipos de vegetación ribereña en el control de la erosión fluvial en Pantanos de Centla, México. 57:1153-1163 pp.
- Torres I. 2005. Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copan, Honduras. Tesis de posgrado. Escuela de posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica.



2.19 Subsaturación de carbonato en la zona de mínimo de oxígeno (ZMO) de las costas del Pacífico Tropical frente a México

Franco-Novela Ana C.¹; Hernández-Ayón Martín¹; Beier Emilio²; Maske Helmut³; Olivos-Ortiz Aramis⁴; Sosa-Ávalos Ramón⁴; Roa-Mendoza Roberto⁵; Siqueiros-Valencia Arturo¹ y Farber Jaime³

¹Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: franco.novela@gmail.com

²Estación La Paz, CICESE, Miraflores 334, Colonia Bella Vista, La Paz, C.P. 23050, Baja California Sur, México.

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Km 107, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada C.P. 22860, Baja California, México.

⁴Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas (CEUNIVO), Universidad de Colima, Santiago-Manzanillo C.P. 28860, Colima, México.

⁵Instituto Oceanográfico del Pacífico, Sexta Región Naval. Manzanillo, Colima.

Resumen

En el océano, la profundidad a la cual las partículas de carbonato de calcio en forma de aragonita se disuelven se está haciendo 1-2 m más somera cada año debido al incremento de absorción de CO₂ antropogénico. En este trabajo se realizaron dos cruceros en las costas del Pacífico Tropical Nororiental (PTN) en noviembre de 2009 y agosto de 2010 con el objetivo de establecer una línea base de la profundidad de subsaturación de aragonita (Ω arag) y los procesos que la controlan. La profundidad de subsaturación de aragonita, se encontró entre 70 a 100 m, y acoplada a una concentración de oxígeno < 20 $\mu\text{mol/kg}$, característico de la zona de mínimo de oxígeno presente en la región. El principal proceso que controló la profundidad de subsaturación de aragonita fueron variaciones en la profundidad del Agua Subtropical Subsuperficial (ASSts), que se encuentra completamente subsaturada con respecto a aragonita. Esta masa de agua puede ser afectada por remolinos o surgencias, así como fenómenos interanuales, tales como El Niño registrado durante noviembre de 2009. En dicho muestreo la profundidad de subsaturación de aragonita se encontró aproximadamente 20 m más profunda debido al incremento de Agua Superficial Tropical (AST). En la superficie el valor de Ω arag fue entre 3.5 y 4. Un incremento en el volumen de agua con características subóxicas y con bajo valor de Ω arag puede tener consecuencias negativas en la calcificación, desarrollo y metabolismo de los organismos que construyen esqueletos de dicho mineral.

Palabras clave: acidificación, omega aragonita, CO₂, cambio climático, oxígeno disuelto.

Abstract

The depth at which the calcium carbonate particles in the form of aragonite are dissolved is getting 1-2 m shallower every year due to increased absorption of anthropogenic CO₂ by the ocean. In order to establish a baseline for the aragonite saturation depth (Ω aragonite value of 1) and the processes that control it on the Northeastern Tropical Pacific (NTP), two cruises were conducted in November 2009 and August 2010. The aragonite saturation depth was found between 70 to 100 m, and coupled to an oxygen concentration of < 20 $\mu\text{mol/kg}$, which is characteristic of the oxygen minimum zone present in the region. The main processes that controlled the aragonite saturation horizon were associated with variations in depth of Subtropical Subsurface Water (StSsW), which was found to be completely undersaturated with respect to aragonite. The upper limit of this water mass can be affected by eddies or upwelling and interannual phenomena such as El Niño recorded in November 2009. In this survey, the aragonite saturation depth was found approximately 20 m deeper than in August 2010 due to

increased Tropical Surface Water (AST). On the surface Ω aragonite values were between 3.5 and 4. However, an increase in the volume of water with suboxic characteristics and low value of Ω aragonite can have negative consequences in calcification, development and metabolism of organisms that build skeletons of this mineral.

Keywords: acidification, omega aragonite, CO₂, climate change, dissolved oxygen.

Introducción

La importancia del ciclo del carbono marino radica en que los océanos controlan la concentración de CO₂ atmosférico, ya que han absorbido ~ 30% del carbono liberado antropogénicamente desde el comienzo de la revolución industrial. Sin esta disminución, la presión parcial atmosférica de CO₂ (pCO₂) actual sería ~ 150 μ atm mayor (Sarmiento y Gruber, 2006).

Cuando el CO₂ reacciona con el agua de mar, se disocia en tres especies químicas que conforman el carbono inorgánico disuelto (CID): ácido carbónico (H₂CO₃), bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃²⁻). Esta reacción favorece un incremento en la concentración de HCO₃⁻, mientras que la concentración de CO₃²⁻ disminuye.

Una baja concentración de CO₃²⁻ puede afectar a organismos que producen esqueletos de aragonita o calcita, que son formas de carbonato de calcio (CaCO₃), por ejemplo con disolución o reducción en la tasa de calcificación. Esto puede observarse en especies que se encuentran en la base de la cadena trófica, desde plancton calcáreo como cocolitofóridos y pterópodos (Maas *et al.*, 2012); hasta organismos macrobentónicos comercialmente importantes como mejillones, ostiones, corales, entre otros, lo que puede reflejarse en una disminución de pesquerías y pérdidas económicas importantes (Barton *et al.* 2012).

El grado al cual los organismos calcificadores pueden ser afectados por la disminución de CO₃²⁻ depende del estado de saturación de CaCO₃ (Ω CaCO₃), y es diferente para aragonita (Ω arag) o calcita (Ω cal). El Ω es producto de las concentraciones de calcio (Ca²⁺) y CO₃²⁻ dividido entre la constante del producto de solubilidad (Kps) del mineral de carbonato correspondiente (aragonita o calcita):

$$\Omega_{arag} = \frac{[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]}{Kps_{arag}} \quad (1)$$

La profundidad a partir de la cual las partículas de carbonato comienzan a disolverse y los organismos pueden verse potencialmente estresados fisiológicamente, es llamada profundidad de (sub)saturación de carbonato, y se expresa como un valor de Ω aragonita o calcita de uno. Esta profundidad es mucho más somera para aragonita que para calcita, ya que la primera es más soluble en agua de mar. Adicionalmente, se ha reportado que la profundidad de subsaturación de carbonato en los océanos del mundo se está haciendo más somera, debido al rápido incremento de CO₂ antropogénico en la atmósfera, y a su posterior absorción por el océano (Feely *et al.*, 2004).

En la superficie, el CO₂ puede ser consumido por productores primarios por medio de la fotosíntesis. Sin embargo, fuera de la zona eufótica la materia orgánica es oxidada y ocurre el proceso opuesto (respiración), el cual aumenta la concentración de CID, aunque la concentración de CO₃²⁻ y el valor de Ω CaCO₃ disminuyen, así como la concentración de oxígeno, cuando este proceso es llevado a cabo por microorganismos aeróbicos.

En el océano global, particularmente en las márgenes occidentales de los océanos, existen regiones donde la concentración de oxígeno es muy baja (< 20 μ mol/kg), mientras que la concentración de CID

es muy alta ($> 2300 \mu\text{mol/kg}$). Estas regiones son capas de agua subsuperficial conocidas como zonas de mínimo de oxígeno (ZMO) o zonas de máximo carbono (ZMC).

En el Pacífico Tropical Mexicano (PTM) se presenta una de las ZMO/ZMC más intensas por su extensión y nivel de suboxia, con un límite superior ($20 \mu\text{mol/kg}$) muy somero (~ 100 m de profundidad). Adicionalmente, se ha reportado que a esa misma profundidad se localiza el nivel de subsaturación de aragonita (Franco-Novela, 2009), por lo que las comunidades marinas que habitan en las ZMO del PTM podrían verse expuestas no solo a agua con baja concentración de pH y CO_3^{2-} , sino también a bajas concentraciones de oxígeno, lo que las volvería doblemente vulnerables.

Por lo anterior, el objetivo principal de este trabajo es calcular la profundidad de subsaturación de aragonita y analizar su relación con el límite superior de la ZMO, así como establecer los principales procesos que pueden afectar dicha profundidad en durante condiciones oceanográficas distintas: noviembre de 2009 (otoño, El Niño) y agosto de 2010 (verano, La Niña).

Materiales y métodos

Se realizaron dos cruceros oceanográficos en el Pacífico Tropical Mexicano durante el periodo del 18-30 de noviembre de 2009 a bordo del B/O Puma (Figura 1a), y del 3-31 de agosto de 2010 a bordo del ARM Altair (Figura 1b). Para la medición de CID y Alcalinidad Total (AT) se colectaron muestras discretas de agua de mar a profundidades estándar hasta 1000 m para en el muestreo de noviembre, mientras que en el de agosto fueron hasta 200 m (1, 10, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 450, 600, 800 y 1000 m). El agua se colectó en botellas de borosilicato de 500 mL a la cual se le agregó $100 \mu\text{L}$ de HgCl_2 y fueron selladas con grasa Apieazón hasta su análisis en el laboratorio. Adicionalmente se realizaron perfiles verticales de conductividad, temperatura y presión con un CTD Sea-Bird SBE 911 plus.

Para la medición de CID se utilizó el método coulométrico descrito por Johnson *et al.* (1987). La medición de AT se realizó por potenciometría tal como lo describe Dickson *et al.* (2003). Se utilizaron estándares certificados para dichas mediciones y se obtuvo una exactitud de $\pm 3 \mu\text{mol/kg}$. A partir de estos valores de CID y AT, junto con datos de temperatura, salinidad, profundidad y nutrientes (PO_4^{3-} y SiO_2) se calculó el valor de omega aragonita con el programa CO2Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998). Se calculó una exactitud de ± 0.05 para omega aragonita. Se utilizaron las constantes de disociación de Mehrbach *et al.*, (1973) revisadas por Dickson y Millero (1987). La concentración de calcio (Ca^{2+}) se consideró conservativa y se calculó a partir de la salinidad.

Resultados y discusión

La estructura superficial de Ω arag fue muy similar a la de salinidad. La máxima variabilidad se detectó en el muestreo de agosto de 2010, es decir el valor superficial máximo (4.1) y mínimo (3.3) de los dos muestreos. Durante el muestreo de noviembre de 2009 los valores superficiales de Ω arag no fueron tan variables y el mínimo y máximo fue de 3.5 y 3.7, respectivamente.

En la vertical, a pesar del amplio rango de valores superficiales de Ω arag, en la mayoría de las estaciones de los dos muestreos, los valores disminuyeron a menos de uno en los primeros 100 m de profundidad. Incluso, en algunas zonas se detectaron valores de subsaturación a menos de 75 m, principalmente en agosto de 2010. Adicionalmente, la profundidad de subsaturación de aragonita (cuando el valor de Ω arag = 1) se encontró ~ 30 m más profunda en noviembre de 2009 (Figura 1a) con respecto a agosto de 2010 (Figura 1b). Esto es, en el muestreo de noviembre de 2009, el valor de saturación de aragonita se observó entre 80 y 140 m de profundidad (Figura 1a), mientras que en el muestreo de agosto de 2010, esta profundidad osciló entre 50 y 95 m (Figura 1b). Lo anterior implica

que, a diferencia del crucero de noviembre, en agosto no se detectaron valores de aragonita mayores 1 por debajo de 100 m de profundidad.

En el PTM, el horizonte de subsaturación de aragonita presentó una concentración de oxígeno promedio de $23 \pm 24 \mu\text{mol/kg}$. Sin embargo, se observaron concentraciones tan variables como $50 \mu\text{mol/kg}$ en las estaciones oceánicas del crucero de noviembre (Figura 1c) y en la zona norte del muestreo de agosto de 2010 (Figura 1d); hasta concentraciones fuera del límite de detección ($< 5 \mu\text{mol/kg}$), en los transectos más sureños de la campaña de agosto.

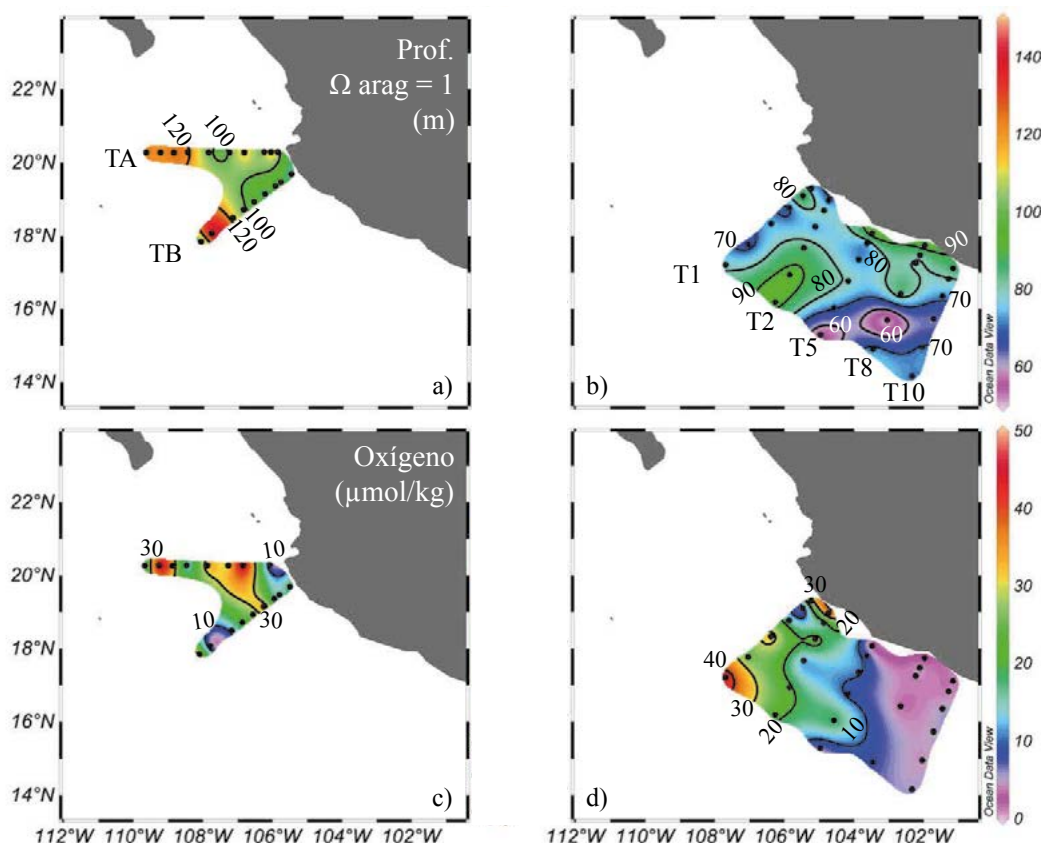


Figura 1. Distribución de las profundidades en metros (m) a partir de las cuales se presentó agua subsaturada con respecto a aragonita (Ω aragonita = 1) en el muestreo de a) noviembre de 2009 y b) agosto de 2010. Se muestra también la concentración de oxígeno medido en la profundidad de subsaturación ($\mu\text{mol/kg}$) durante el muestreo de c) noviembre de 2009 y d) agosto de 2010.

El análisis hidrográfico de temperatura y salinidad mostró la presencia de dos masas de agua en los primeros 500 m de la columna de agua (Figura 2a): Agua Superficial Tropical (AST) y Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt). Las características de bajo valor de omega aragonita (< 1) y concentración de oxígeno menor a $50 \mu\text{mol/kg}$ corresponden al ASsSt. El límite superior de esta masa de agua mostró una relación directa con la profundidad de subsaturación de aragonita (Figura 2b), por lo que los procesos de circulación que afectan la profundidad del ASsSt pueden tener una fuerte influencia en controlar la profundidad de subsaturación.

Un mayor volumen de agua superficial (capa de mezcla más profunda) implicó que el límite superior del ASsSt se encontrara más profundo, y por lo tanto, la profundidad de subsaturación de aragonita también. Por ejemplo, en noviembre de 2009, debido a la influencia del ENSO

(<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/#ElNino>), la capa de mezcla y la profundidad de subsaturación se encontraron ~ 30 m más profunda que en agosto de 2010. El caso contrario se observó en una estación afectada por un giro ciclónico en la estación más oceánica del T5 del muestreo de agosto de 2010 (Figura 1b), donde tanto la capa de mezcla, el límite superior del ASsSt y la profundidad de subsaturación se encontraron más someras.

Durante noviembre de 2009 se detectó un levantamiento de las isopícnas en la zona costera de los dos transectos, sin embargo, no se observó influencia de agua subsuperficial en la superficie, posiblemente porque las condiciones del Niño prevalecientes en esa temporada favorecieron un hundimiento de la capa de mezcla y del ASsSt, lo que evitó que agua profunda llegara a la superficie. Por otro lado, en agosto de 2010 si se observó la influencia de un giro ciclónico detectado en la superficie, donde se encontró un valor menor de omega aragonita superficial (~ 3.3). En ambos casos, la surgencia y en el giro ciclónico, se observó una disminución de la capa de mezcla, que se reflejó en una profundidad de subsaturación de aragonita más somera (Figura 1a-1b).

Algunos autores han definido la concentración de 20 $\mu\text{mol/kg}$ como el límite superior de la zona de mínimo de oxígeno (Paulmier y Ruiz-Pino, 2008), debido a que esta corresponde a la máxima concentración donde se ha observado que ocurren ciertos procesos biogeoquímicos, tales como desnitrificación. En este trabajo se utilizó el criterio de 20 $\mu\text{mol/kg}$ como límite superior de la ZMO, debido a la fuerte asociación de la profundidad de subsaturación de aragonita con dicha concentración y a que se encontró muy cercano al promedio de la concentración de oxígeno a dicha profundidad (Figura 1).

En la región del TA y TB (Figura 1c), así como T1 y T2 (Figura 1d) la concentración de oxígeno en la profundidad de subsaturación fue ligeramente mayor a 20 $\mu\text{mol/kg}$ (30-50 $\mu\text{mol/kg}$) en la región oceánica (a ~ 350 km de la costa). Lo anterior debido a la influencia de la masa de agua subártica, la cual viene con mayor concentración de oxígeno y menor salinidad, acarreada por la corriente de California (Lynn y Simpson, 1987).

Por otro lado, la región sur del muestreo de agosto de 2010 estuvo influenciada por AST de menor salinidad (zona costera del T5, T8 y T10), y la profundidad de subsaturación se encontró ~ 10 m más profunda que la concentración de 20 $\mu\text{mol/kg}$, por lo que la concentración de oxígeno a la profundidad de subsaturación fue menor a 5 $\mu\text{mol/kg}$ (Figura 1d), esto es un valor de omega aragonita ligeramente mayor a 1 en el límite superior de la ZMO. Es posible que el “hundimiento” del horizonte de subsaturación con respecto al límite superior de la ZMO en la zona sur del muestreo de agosto de 2010, sea producto de un flujo de agua detectado hacia el ecuador, el cual se presenta en verano y se conoce como Corriente Mexicana (Lavín *et al.*, 2006). La corriente Mexicana acarrea agua del trópico con menor salinidad, la cual pudo haber afectado las características químicas del agua, ya que coincidió con una concentración de más baja AT con respecto a las estaciones adyacentes, por lo que también pudo haber influenciado el hundimiento en la profundidad de subsaturación.

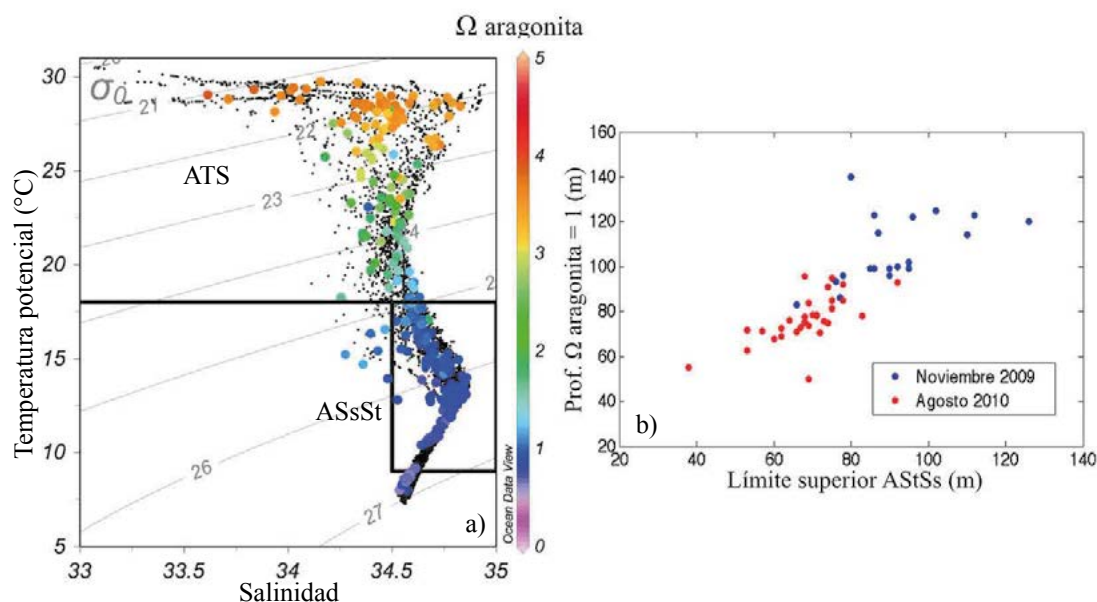


Figura 2. a) Diagrama temperatura – salinidad (T-S) de los primeros 500 m con datos de los dos muestreos realizados. La barra de color muestra el valor de omega aragonita. Los acrónimos indican: Agua Superficial Tropical (AST) y Agua Subsuperficial Subtropical (ASSts). b) Profundidad de subsaturación contra profundidad del límite superior del ASSts ($R^2 = 0.64$).

Conclusiones

La profundidad de subsaturación de aragonita se encontró a 100 y 70 m de profundidad en los meses de noviembre de 2009 y agosto de 2010, respectivamente. En general, se observó una estrecha relación entre el límite superior de la ZMO ($20 \mu\text{mol/kg}$), la profundidad de subsaturación de aragonita y la profundidad del ASSts, y que estas estructuras pueden ser afectadas de igual manera por diversos fenómenos interanuales o de mesoescala. Sin embargo, también se observó que las características químicas de las masas de agua presentes en la superficie pueden favorecer un desacoplamiento, de tal manera que la profundidad de subsaturación se encuentre ligeramente más profunda (aunque siempre cercana) que el límite de la ZMO.

Bibliografía

- Barton A., B. Hales, G. G. Waldbusser, C. Langdon, R. A. Feely. 2012. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57:698-710.
- Dickson A. G., J. D. Afghan, G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO_2 analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80:185-197.
- 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* 34:1733-1743.
- Feely R. A., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry, F. J. Millero. 2004. Impact of anthropogenic CO_2 on the CaCO_3 system in the oceans. *Science* 305:362-366.
- Franco-Novela A. C. 2009. Mediciones del sistema del carbono, oxígeno y nitratos en el Pacífico Mexicano en condiciones de verano. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California.
- Johnson K. M., J. M. Sieburth, P. J. L. Williams, L. Brandstrom. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.



- Lavín M. F., E. Beier, J. Gómez-Valdéz, V. M. Godínez, J. García. 2006. On the summer poleward coastal current off SW Mexico. *Geophysical Research Letters* 33: L02601, doi:10.1029/2005GL024686.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U. S. Department of Energy.
- Lynn R. J., J. J. Simpson. 1987. The California current system: the seasonal variability of physical characteristics. *Journal of Geophysical Research* 92:12947-12966.
- Maas A. E., K. F. Wishner, B. A. Seibel. 2012. The metabolic response of pteropods to acidification reflects natural CO₂-exposure in oxygen minimum zones. *Biogeosciences* 9:747-757.
- 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.
- Paulmier A., D. Ruiz-Pino. 2008. Oxygen minimum zones (OMZs) in the modern ocean. *Progress in Oceanography* 80:113-128.
- Sarmiento J. L., N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton University Press. 526 pp.

2.20 Variabilidad temporal del sistema del CO₂ frente a las costas de Baja California

Cervantes-Díaz Gabriela Y.¹; Hernández-Ayón José M.²; Durazo-Arvizu R.¹; Linacre-Rojas Lorena P.³; Camacho-Ibar V.²; Lara-Lara R.³; Siqueiros-Valencia A.² y Bazán-Guzmán Carmen³

¹Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: gabita23@gmail.com

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México.

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Km 107, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada C.P. 22860, Baja California, México.

Resumen

En las costas de Baja California se han observado cambios en la química del sistema del CO₂ con posibles efectos en los ecosistemas marinos. Dichos cambios podrían estar controlados por variaciones estacionales pero además por variaciones interanuales. Este tipo de eventos pueden generar cambios regionales importantes en los ecosistemas marinos debido a sus efectos en la biogeoquímica de la columna de agua. En este trabajo, se presentan resultados de una serie de tiempo con muestreos bimensuales en la "Estación Ensenada (EE)" iniciada desde el invierno del 2006. Se presentan resultados de la dinámica del Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y pH asociados a los ciclos estacionales de surgencias, su variación estacional e interanual y los efectos en su distribución en la columna de agua. Los resultados muestran una marcada variabilidad estacional, con pulsos de carbono y bajo pH hacia la superficie en primavera-verano. Además, se observó una asociación con eventos interanuales como El Niño y La Niña. Por ejemplo, en el 2008, 2010, 2011 y 2012 se observó la presencia anómala en la superficie de aguas ricas en CID (2150 μmol/kg a ~10m), con bajo pH (7.7 a ~10 m) de origen profundo. Estas condiciones se han reportado como no óptimas en organismos calcificadores como moluscos de importancia comercial. En este trabajo se resalta la importancia de sitios de monitoreo costero en temas relacionados con estudios de la acidificación de los océanos y sus efectos en el sector pesquero.

Palabras clave: estación Ensenada, variación interanual, CID y pH.

Abstract

Changes in the chemical CO₂ speciation with potential effects on marine ecosystems were observed in coastal area of Baja California. Such changes could be controlled by seasonal variations but also by interannual variations. These events can produce significant regional changes in marine ecosystems due to its effects on the biogeochemistry of the water column. In this paper, we present a times series results from bimonthly sampling from the "Station Ensenada (EE)" started from the winter of 2006. We present results about the dynamics of Dissolved Inorganic Carbon (DIC) and pH associated with upwelling seasonal cycles, the interannual seasonal variation and the effects in the water column. The results show a seasonal variability, with carbon pulses and low pH at the surface in spring-summer. In addition, there was an association with annual events such as El Niño and La Niña. For example, during 2008, 2010, 2011 and 2012 anomalous presence in surface waters rich in DIC (2150 μmol/kg to ~10m), low pH (7.7 to ~10m) deep source was observed. These conditions have been reported as non-optimal for calcifying organisms such as mollusks. This paper highlights the importance of coastal monitoring sites on topics related to studies of ocean acidification and its effects on the fisheries sector.



Keyword: Ensenada station, interannual variation, DIC and pH.

Introducción

La absorción de CO_2 antropogénico en la superficie del océano ha llevado a la disminución del pH (alrededor de 0.1 unidades) de la superficie oceánica así como cambios en el estado de saturación del carbonato de todo el mundo, a través del proceso llamado acidificación de los océanos (AO) (Feely *et al.*, 2008, 2012). Se ha reportado en los últimos años una migración ascendente del horizonte de saturación del omega aragonita (Ω_{arag}) de más de 5 m yr^{-1} dentro de la Corriente de California (CC) (Feely *et al.*, 2008, 2012). Como resultado, el Sistema de la Corriente de California (SCC) podría estar a punto de experimentar los efectos de la AO en las comunidades ecológicas más pronto que otras regiones, sobre todo porque el proceso de surgencias está siendo también modulado por variaciones interanuales y decadales que han resultado en un transporte de masas de agua más profundas (~ 50 a 250 m de profundidad) (Chhak y Di Lorenzo, 2007) y más ricas en CO_2 (Feely *et al.*, 2008). En particular el SCC se compone básicamente por la CC, la cual presenta un flujo superficial hacia el ecuador casi todo el año y que transporta al Agua Subártica (ASA). Además, se caracteriza por presentar un mínimo relativo de salinidad ($S = 33\text{-}34$) y un alto contenido de oxígeno disuelto ($[\text{O}_2] > 100 \mu\text{mol kg}^{-1}$). La CC también presenta un flujo subsuperficial a lo largo de la plataforma continental (entre $100\text{-}300 \text{ m}$) y fluye con dirección hacia el polo por medio de la Contracorriente de California (CCC). Esta corriente transporta al Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs) y se caracteriza por su alta salinidad ($S > 34$), altas concentraciones de nutrientes y bajas concentraciones de oxígeno disuelto ($[\text{O}_2] < 100 \mu\text{mol kg}^{-1}$) (Gay y Chereskin, 2009). Dichas masas de agua presentan variaciones estacionales de manera natural, sin embargo se han observado cambios en sus volúmenes ya que también están sujetos a las variaciones climáticas interanuales y decadales como El Niño / La Niña y la Oscilación Década del Pacífico (ODP) (Chávez *et al.*, 1999). Las posibles variaciones de estas masas de agua podrían provocar cambios drásticos en los ecosistemas marinos. Los impactos de estos procesos climáticos en los ecosistemas marinos son de particular interés sobre todo donde ocurren eventos de surgencias costeras, los cuales se caracterizan por ser sitios altamente productivos dentro de la costa del Pacífico Oriental (Levin *et al.*, 2009). El interés está relacionado con los últimos reportes en lo que se indica que las surgencias están transportando agua subsaturada en aragonita hacia la plataforma continental desde Canadá hasta Baja California. Además, se indica que el agua con estas condiciones podrían generar problemas en todos aquellos organismos que generan cochas o estructuras carbonatadas (Feely *et al.*, 2008). En este trabajo se discuten observaciones de las variables del sistema del CO_2 en un sitio de monitoreo costero con seis años de información. Además, se hace referencia y se compara con una estación aledaña (Estación 100.30 del programa IMECOCAL: Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California) la cual cuenta con análisis hidrográficos de los últimos 14 años y con un énfasis en los últimos seis años en particular.

Materiales y métodos

Se realizó un análisis de las variables físicas y químicas en la columna de agua a ~ 8 profundidades en un punto de monitoreo costero llamado estación Ensenada (EE) cerca de la Bahía Todos Santos (Figura 1). En la EE se analizaron las variables del sistema del CO_2 : Alcalinidad Total (AT) por titulación potenciométrica, Carbón inorgánico Disuelto (CID) por coulometría (UIC, 4014), Oxígeno Disuelto (O_2) por microwinkler, Salinidad (S) y Temperatura (T) mediante un CTD SB19. Adicionalmente, se analizaron los datos de la región norte (estación 100.30) del programa IMECOCAL correspondientes a los cruceros oceanográficos realizados durante el 2006 al 2012. En la EE se

realizaron muestreos bimensuales/trimestrales incrementando de esta forma la base de datos iniciada a finales del 2006 a marzo del 2012. Las variables físicas como S y T se incluyeron hasta junio del 2012.

Con las mediciones obtenidas de CID y AT, fosfatos, silicatos, T, S y presión y las constantes de disociación de Mehrbach *et al.* (1973), se estimó el pH *in situ* y omega de saturación de aragonita (Ω_{arag}), utilizando el programa CO2Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998).

Resultados y discusión

En las costas de Baja California, se han detectado diversos eventos interanuales con efectos directos sobre la oceanografía física de la región y con consecuencias en los procesos biológicos (Durazo, 2009). El análisis realizado a la serie de tiempo de ~14 años de datos en la estación 100.30 particularmente del periodo del 2006 al 2012, permitió evaluar no sólo anomalías en temperatura (T) y salinidad (S) producto de la variación estacional, sino que también permitió detectar el efecto de los últimos eventos interanuales detectados durante la última década (Figura 2a y b):

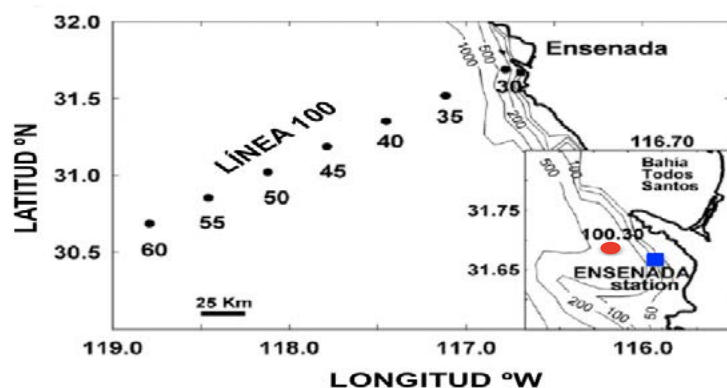


Figura 1. La estación ENSENADA (EE) se localiza a ~3 km de las costas de Baja California, México, (31.69° N; 116.7° W) mientras que la estación 100.30 se localiza al zona norte de la región IMECOCAL frente a las costas de BC (el círculo rojo denota la estación 100.30 y el recuadro color azul denota la EE).

- 1) Un periodo alterno de un EN-LN detectados durante la parte final del 2006–2007 y mediados del 2007 al 2008. En este periodo se observó una transición de temperaturas moderadamente cálidas (13-16 °C; ~50 m) y ligeramente salinas (>33.6; ~50 m) durante el invierno del 2006-2007 a condiciones ligeramente frías (12-15 °C; ~50 m) y salinas (~33.8; ~50 m) a partir del otoño del 2007 y 2008.
- 2) El retorno de EN 2009-2010: en este evento se observó un ligero calentamiento superficial (12-16 °C; ~50 m) y con la característica distintiva de presentar agua menos salinas (< 33.4), sin embargo este ascenso de la temperatura no fue mayor al observado en el 97. Esto se debió principalmente a que durante abril de 2009 y abril de 2010, se observaron patrones de circulación dominados por flujos y meandros en dirección hacia el ecuador (Bjorkstedt *et al.*, 2010). Este evento fue diferente al periodo de 1997 donde se presentó una advección de aguas tropicales y subtropicales en dirección hacia el polo (Durazo, 2009).
- 3) Un evento simultaneo de LN y la entrada nuevamente de un mayor volumen anómalo de agua subártica: este evento se detectó a partir de otoño del 2010, persistió durante el 2011 y finalizó a principios del 2012. Esta condición originó que los primeros 150 m de la columna presentara aguas menos salinas (33.3-34) y frías (10-16 °C). Bajo estas condiciones se reportó que ocurrieron surgencias anómalamente fuertes durante la primavera del 2011

(http://las.pfeg.noaa.gov/las6_5/servlets/constrain?var=1639; 31.5°N-116°W). Sin embargo, esto no favoreció el ascenso de aguas profundas de origen ecuatorial como se observó durante el 2008. Esto se pudo atribuir a la presencia de un mayor volumen de agua subártica que impidió el ascenso de aguas profundas. Es importante señalar que algunos autores reportaron que este evento del 2010-11 excedió a el evento en escala del 2002-03 (finalizó en el 2006), el cual había sido el resultado de una intrusión de Agua Subártica anómala en la CC (Venrick *et al.* 2003; Gómez-Valdés y Jerónimo 2009).

En la EE, a pesar de ser un sitio muy costero y somero, fue posible también observar los últimos tres eventos interanuales. Por ejemplo, en el evento de LN 2007-2008 se observaron aguas de origen ecuatorial ($S > 34$) cerca de la superficie (~ 40 m). Mientras que durante el evento de EN del 2009-2010, se observó una columna de agua menos salina (> 33.3) y cálida (> 14 °C) en casi toda la columna de agua (~ 80 m). Finalmente durante el evento de LN y el ASA del 2010-2012, se caracterizó por presentar aguas menos salinas (> 33.4) pero con ligeros cambios durante los periodos de primavera-verano debidos al ascenso de aguas profundas. Estas observaciones como se mencionó, fueron similares a las detectadas en la estación 100.30, pero su efecto fue más notorio en la columna de agua debido a la cercanía de la EE con la costa.

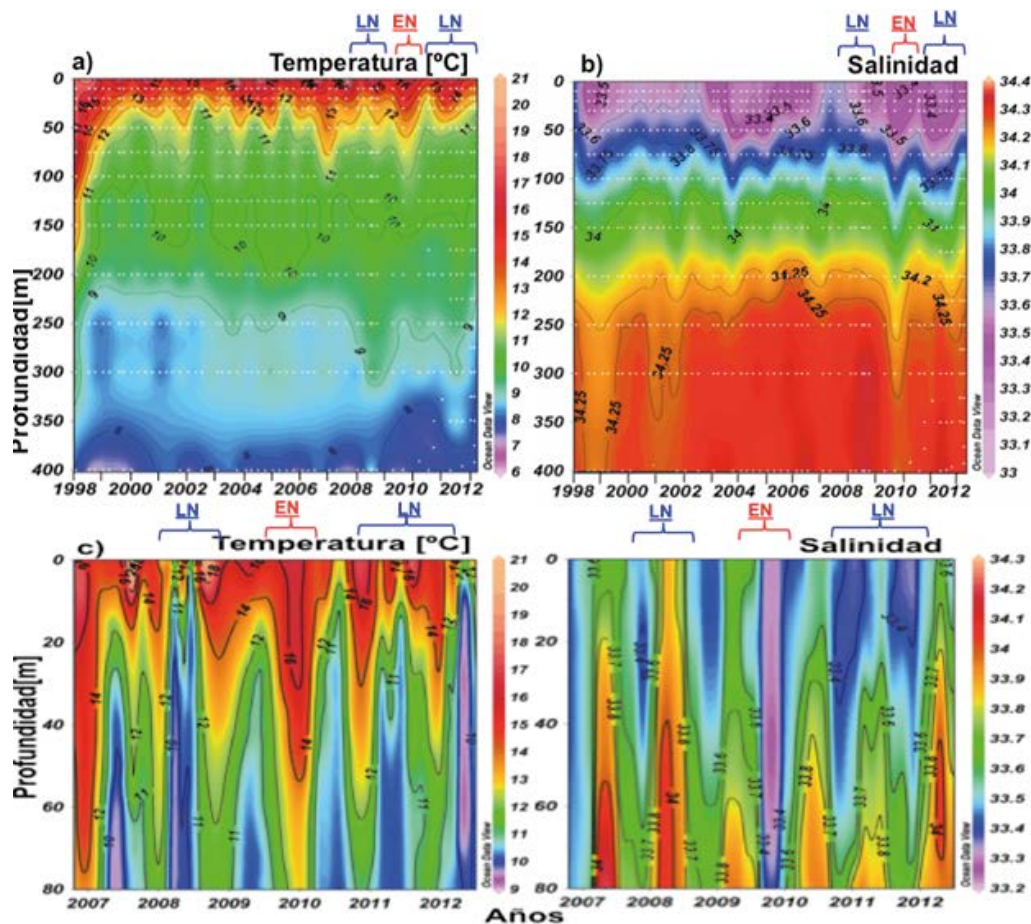


Figura 2. Serie de tiempo de la estación 100.3 y de la Estación Ensenada. a) Perfiles de Salinidad (S) y b) Temperatura (T) de la estación 100.30 de la región IMECOCAL. Perfiles de la EE c) T y S. La EE se localiza a ~ 8 km de la estación 100.30.

Se ha observado que las propiedades termohalinas de las masas de agua pueden ser modificadas debido a procesos físicos. Estos procesos pueden ser observados cuando se cuenta con una buena base hidrográfica de la zona de interés. En este trabajo se graficaron todos los datos de temperatura y salinidad en un diagrama T-S teniendo en consideración que la EE es un sitio muy somero y que las posibles diferencias de masas de agua serían difíciles de observar. Sin embargo, en el diagrama T-S (Figura 3) se pudieron observar dos aspectos: 1) La masa de agua que domino en el sitio EE fue el ASA (tal como se esperaba), pero también se observó la influencia del AESs en las aguas más profundas, caracterizadas por menores temperaturas y máximas salinidades; y 2) se observaron variaciones en el ASA en los diferentes muestreos lo cual sugiere estar ligado a variaciones estacionales e interanuales.

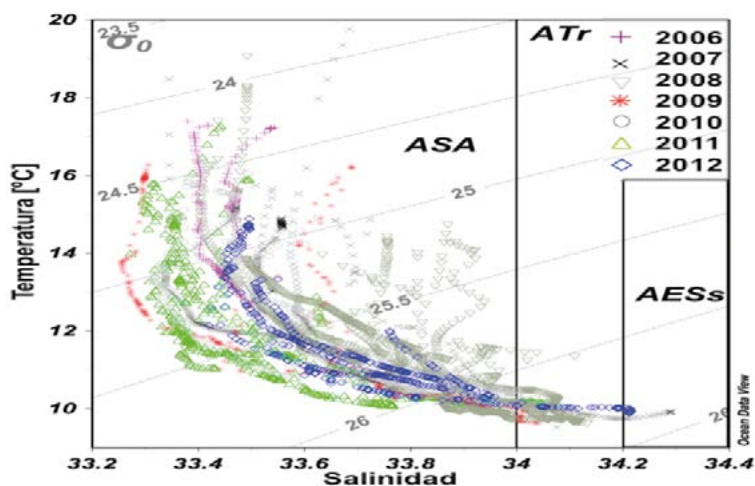


Figura 3. Diagrama Temperatura y Salinidad (T-S) de la EE del periodo de octubre del 2006 a junio del 2012 (ASA: Agua Subártica; ATr: Agua Transicional y AESs: Agua Ecuatorial Subsuperficial).

En la serie de tiempo resaltan los altos valores de salinidades (34-34.3) y bajas temperaturas (9-15 °C) principalmente durante los periodos de abril (2007, 08 y 09), mayo, agosto (2008) y marzo (2011 y 2012). En estas condiciones se observó el ascenso de agua enriquecida en carbono (CID) con valores de $\sim 2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y bajos valores de pH de ~ 7.7 en la zona eufótica. Sin embargo, en base a lo descrito anteriormente, estos periodos de surgencia coincidieron con eventos interanuales, por tanto la combinación de surgencias y condiciones de LN resulto en ascensos de aguas aún más profundas (Figura 3 y 4). Estos resultados se habían observado previamente en mayo-junio del 2007 para las costa de Baja California por Feely *et al.*, (2008) y en particular en este periodo las condiciones sugieren haber estado ligadas con la presencia del evento de LN. En las costas de San Diego, CA se reportó la presencia de aguas subsaturadas en Ω_{arag} y pobre en oxígeno cerca de la plataforma y fue atribuida por los autores a la combinación de surgencias y el evento LN del 2010-2012 (Nam-SungHyun *et al.*, 2011).

Por otro lado, también se detectaron periodos de baja salinidad (~ 33.3) principalmente durante los periodos de noviembre (2006, 09 y 10), durante todo el 2011 y en enero del 2012 (Figura 2c). Bajo estas condiciones, los valores de pH en la columna de agua se mantuvieron de ~ 8 y con concentraciones de CID en $\sim 2050 \mu\text{mol/kg}$. Este periodo de baja salinidad se atribuye a la presencia de cambios en la circulación que pueden amplificarse cerca de la costa como se evidenció en las aguas costeras de la EE (Figura 3) y que origina la presencia de una intrusión de Agua Subártica anómala en la CC (Venrick *et al.* 2003; Gómez-Valdés y Jerónimo 2009). Bajo estas condiciones puede entenderse que la química del agua es más óptima en organismos calcificadores. La otra cara de la moneda son las

condiciones de agua de menor pH y ricas en CID observadas durante la combinación LN y época de surgencia.

Si bien los datos superficiales de la EE muestran una variación estacional con bajas concentraciones de CID y altos valores del pH en periodos de no surgencia; es evidente que en época de surgencias el pH y el CID pueden llegar a valores de ~ 7.8 y $2140 \mu\text{mol/kg}$ en superficie (Figura 4). Sin embargo, el escenario estacional puede ser diferente cuando ocurren combinaciones con variaciones interanuales. Los efectos ecológicos estarían entonces relacionados a la presencia y la duración de condiciones no óptimas como aguas bajas en oxígeno y subsaturadas de carbonato. La EE por tanto, se convierte en un sitio de alerta muy útil para el sector pesquero, el cual podría ser usado como un monitor de la condiciones de las aguas costeras en el sector pesquero dedicado a la acuicultura de moluscos.

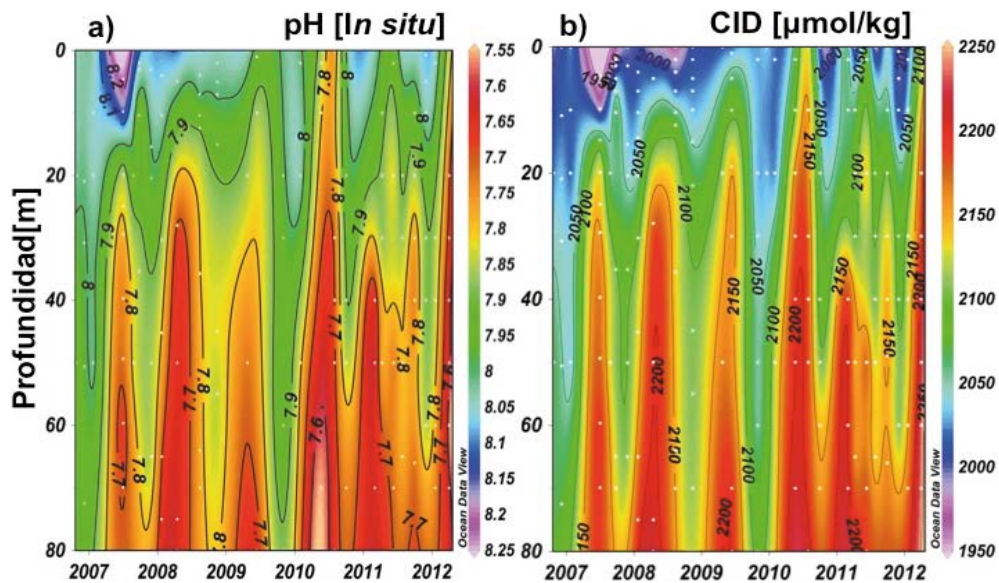


Figura 4. Variación temporal de las variables del Sistema del CO_2 : a) pH *In situ* y b) Carbono Inorgánico Disuelto (CID) ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en la EE durante el periodo de octubre 2006 a marzo 2012.

Conclusiones

Los resultados muestran una marcada variabilidad estacional, con pulsos con altas concentraciones de carbono y valores bajos de pH hacia la superficie en primavera-verano durante eventos de surgencia. Lo contrario se observó en época de no surgencias durante otoño e invierno. Sin embargo, también se observaron eventos de surgencia y no surgencia asociados a evento interanuales como El Niño y La Niña. La observación anterior se basa en la comparación de salinidad y temperatura entre la estación oceánica “100.3” y el sitio de monitoreo costero “EE”. Este resultado, permitió evaluar y estudiar de manera preliminar el efecto de la variabilidad interanual sobre las variables del carbono con y sin eventos de surgencia. Por ejemplo, durante primavera-verano en el 2008, 2010, 2011 y 2012 se observó en ambos sitios la presencia anómala en la superficie de aguas ricas en CID ($2150 \mu\text{mol/kg}$ a $\sim 10\text{m}$) y con bajo pH (7.7 a $\sim 10\text{m}$). Dichas condiciones son indicadoras de subsaturación en omega aragonita y se han reportado como no óptimas para organismos calcificadores en las que se incluyen diferentes especies de moluscos de importancia comercial. Sin embargo, un escenario contrario se observó en El Niño 2009, el cual transportó un mayor volumen de ASA con pH mayor a 7.9 y bajas concentraciones de CID en casi toda la columna. Estas condiciones son favorables para organismos calcificadores pero

suelen no serlo para el fitoplancton. En este trabajo los resultados corroboran que EE es un sitio que permite evaluar la variabilidad temporal de las condiciones hidrográficas en las costas de Baja California. Además, es importante señalar que la información generada en series de tiempo como la EE, no solo permitirá ser utilizada en el desarrollo de modelos biogeoquímicos que permiten tener mejor comprensión de los procesos, sino que también son una herramienta que permite generar diagnósticos en temas relacionados con el tema de la acidificación de los océanos y sus efectos sobre las pesquerías.

Bibliografía

- Bjorkstedt E., R. Goericke, S. McClatchie, E. Weber, W. Watson, N. Lo, B. Peterson, B. Emmett, J. Peterson, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, F. Chavez, J. T. Pennington, C. A. Collins, J. Field, S. Ralston, K. Sakuma, S. Bograd, F. Schwing, Y. Xue, W. Sydeman, S. Thompson, J. A. Santora, J. Largier, C. Halle, S. Morgan, S. Kim, K. Merckens, J. Hildebrand, L. Munger. 2010. "State of the California Current 2009–2010: Regional variation persists through transition from La Niña to El Niño (and back?)." *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 51: 39-69.
- Chhak K., E. Di Lorenzo. 2007. Decadal variations in the California Current upwelling cells. *Geophysical Research Letters* 34:1-6.
- Chávez F. P., P. G. Strutton, G. E. Friederich, R. A. Feely, G. C. Feldman, D. G. Foley, M. J. McPhaden. 1999. Biological and chemical response of the equatorial Pacific Ocean to the 1997-98 El Niño. *Science* 286:2126-2131.
- Durazo R. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997–2008. *Progress in Oceanography* 83:361-368.
- Feely R. A., L. Christopher, J. Sabine, M. Hernández-Ayón, D. Ianson, B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive 'Acidified' Water onto the Continental Shelf. *Science* 320:1490-1492.
- 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 Biogeochemical Cycles* 26, GB3001, doi:10.1029/2011GB004157.
- Gay P. S., T. K. Chereskin. 2009. Mean structure and seasonal variability of the poleward undercurrent off southern California. *Journal of Geophysical Research* 114, C02007, doi:10.1029/2008JC004886.
- Gómez-Valdés J., G. Jerónimo. 2009. Upper mixed layer temperature and salinity variability in the tropical boundary of the California Current, 1997–2007. *Journal of Geophysical Research* 114: C03012.
- Levin L. A., W. Ekau, A. Gooday, F. Jorriksen, J. Middelburg, C. Neira, N. Rabalais, S. W. A. Naqvi, J. Zhang. 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences* 6:2063-2098.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System. Rep. 105, 33 pp., Oak Ridge Natl. Lab., U.S. Dep. of Energy, Oak Ridge, Tenn., 1998. Consultado en: <http://cdiac.esd.ornl.gov/oceans/co2rprt.html>.
- Mehrbach C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley, R. M. Pytowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:897-907.
- Nam-SungHyun, Hey-Jin Kim, Uwe Send. 2011. Amplification of hypoxic and acidic events by La Niña conditions on the continental shelf off California. *Geophysical Research Letters* 38, L22602, doi:10.1029/2011GL049549.
- Venrick E., S. Bograd, D. Checkley, S. Cummings, S. R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, J. Hunter, A. Huyer, K. D. Hyrenbach, B. E. Lavaniegos, A. Mantyla, F. B. Schwing, R. L. Smith, W. J. Sydeman, P. A. Wheeler. 2003. The State of the California Current, 2002-2003: Tropical and Subarctic influences vie for dominance. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 44:28-60.

2.21 Presencia de aguas subsaturadas con respecto a aragonita en las costas de Baja California, México

Oliva-Méndez Norma¹; Hernández-Ayón Martín²; Camacho-Ibar Víctor²; Delgadillo-Hinojosa Francisco²; Torres-Delgado Vanesa²; Lara-Lara Rubén³ y Siqueiros-Valencia Arturo²

¹Facultad de Ciencias Marinas.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: norma.oliva@gmail.com

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California, Ensenada, C.P. 22860, Baja California, México.

Resumen

En la plataforma continental de Baja California se ha registrado la presencia de agua subsaturada en aragonita durante época de surgencias. En este trabajo se evaluó el estado de saturación de Aragonita (Ω_A) en la zona intermareal donde habitan organismos calcificadores conocida como en Arbolitos (Ensenada, Baja California). La evaluación se realizó mediante el estudio del carbono inorgánico disuelto (CID), la temperatura (T) y la alcalinidad total (AT), en un muestreo quincenal de noviembre de 2009 a 2011. Las mediciones de T y CID de Arbolitos se compararon con la T y el CID (derivado de pCO_2 -AT) de una boya oceanográfica localizada en la Estación Ensenada (EE) a tres km de Arbolitos. Esta comparación se hizo con el propósito de detectar cambios en la concentración de CID entre los dos sitios durante eventos de surgencia. Las surgencias costeras fueron la causa principal del aumento en las concentraciones de CID ($2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y de la disminución de valores de temperatura ($T < 15^\circ\text{C}$), pH (7.8) y Ω_A (1.4) del agua tanto en la EE como en Arbolitos. En ninguno de los dos sitios se detectaron valores de Ω_A por debajo del valor de saturación "1", sin embargo se observaron valores de Ω_A entre 1 y 2 en nueve eventos de surgencia y se observó que a mayor duración de estos eventos (17 días), fueron menores los valores de Ω_A y T, y con altos valores de pCO_2 ($863 \mu\text{atm}$).

Palabras clave: eventos de surgencia, aguas subsaturadas, estado de saturación.

Abstract

The carbonate ion is in excess in the surface waters of the world's ocean, and is necessary for the formation of carbonate structures such as oyster shells and echinoderm skeletons. Seasonal upwelling in the California Current system brings dense water with high partial pressure of carbon dioxide (pCO_2), high concentration of dissolved inorganic carbon (DIC) and low temperatures (T) to a lower depth. In order to evaluate the saturation state of Aragonite (Ω_A), from November 2009 to November 2011, biweekly monitoring of dissolved inorganic carbon (CID), total alkalinity (TA) and temperature (T), in the intertidal zone at "Arbolitos" was conducted. During the same period a mooring buoy located at Estación Ensenada, 3 km from Arbolitos recorded data every 3 hours for T and carbon dioxide partial pressure (pCO_2), at the atmosphere ocean interface. The Ω_A was calculated for both study sites where upwelling events occurred during the spring-summer months. The data at both Arbolitos and mooring buoy shows that during the upwelling season maximum DIC concentration ($2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$) and maximum pCO_2 ($730 \mu\text{atm}$) correspond to the lowest temperature (11°C) and Ω_A values (~ 1.4). Additionally identified nine upwelling events based on $T < 14^\circ\text{C}$, $pCO_2 > 387 \mu\text{atm}$, thereof in which the Ω_A values (3 to 1) were not lower than the saturation limit (value of 1). It was determined that the longer the duration of the upwelling event, the lower the Ω_A value, and the higher

the change in $p\text{CO}_2$. The results show that the calcifying organisms in this region are persisting in an environment with variable ΩA conditions.

Introducción

El 50% del CO_2 antropogénico es absorbido por el océano (Sabine *et al.*, 2004) y se estima que captura ~24 millones de toneladas por día (Orr *et al.*, 2005). Si bien su disolución en el agua de mar favorece su impacto como gas de efecto invernadero en la atmósfera (Feely *et al.*, 2008); sin embargo, esta absorción del CO_2 causa un descenso en el pH y la concentración del ion carbonato [CO_3^{2-}] en el agua de mar (Orr *et al.*, 2005). Este proceso se denomina “acidificación del océano” y cuando ocurre, la concentración de las especies que conforman el carbono inorgánico disuelto (CID) cambian, aumentando la concentración del ion bicarbonato (HCO_3^-) y disminuyendo la concentración del CO_3^{2-} (Raven *et al.*, 2005; Kleypas *et al.*, 1999). La disminución en CO_3^{2-} reduce la tasa de calcificación de esqueletos y estructuras carbonatadas en organismos como corales y bivalvos (Fabry *et al.*, 2008; Doney *et al.*, 2009).

El carbonato puede reaccionar con el calcio para formar CaCO_3 útil para los organismos calcificadores, en forma de calcita y aragonita, y con el magnesio para formar magnesita (Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification, 2012). Sin embargo, no existe la forma de medir directamente las concentraciones de aragonita o calcita. Sus concentraciones son estimadas mediante el estado de saturación (Ω), tanto para calcita (ΩCa) como para aragonita (ΩA). El estado de saturación es una medida del potencial termodinámico de dichos minerales para formarse o disolverse. También proporciona información de la medida en la que los organismos calcificadores podrían ser afectados. El cálculo de ambas variables se obtiene a partir del producto de las concentraciones de los iones Ca^{2+} y CO_3^{2-} , dividido entre el producto de solubilidad (Kps):

$$\begin{aligned}\Omega \text{ Aragonita } (\Omega\text{A}) &= [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]/\text{Kps aragonita} \\ \Omega \text{ Calcita } (\Omega\text{Ca}) &= [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]/\text{Kps calcita}\end{aligned}$$

Donde la concentración de calcio es estimada a partir de la salinidad mientras que la concentración del ion carbonato es calculado de mediciones de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y de la Alcalinidad total (TA) (Feely *et al.*, 2008). Las variaciones de ΩA y ΩCa son moduladas por el pH. Por ejemplo en regiones donde hay valores de sobresaturación (> 1) ΩA o ΩCa , se favorece la formación de estructuras carbonatadas (conchas y exoesqueletos), pero si son valores de subsaturación (< 1) puede ocurrir disolución (Feely *et al.*, 1988).

Por otro lado, una surgencia es un proceso en el que los vientos mueven las aguas superficiales del océano lejos de la costa y generan un ascenso de aguas profundas para reemplazar el agua superficial alejada. En las costas de California el agua que asciende suele ser más fría, rica en nutrientes y CID, pero pobre en oxígeno (Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification, 2012). Las características de estos afloramientos controlan la química del carbonato en aguas costeras y superficiales, ya que las aguas que ascienden desde capas sub superficiales transportan agua con mayor $p\text{CO}_2$ y menor pH hacia la superficie (Feely *et al.*, 2002; 2008).

Sin embargo, el incremento de CO_2 en el océano, ha provocado un ascenso de los horizontes de saturación de aragonita (donde $\Omega\text{A}=1$) a una profundidad tal, que en la actualidad puede ser transportado a la superficie mediante las surgencias costeras (Feely *et al.*, 2002; 2012). De acuerdo a los estudios llevados a cabo por Feely *et al.*, (2002, 2012), se ha demostrado que el horizonte de saturación de aragonita para el océano Pacífico Norte es cada vez más somero y que la velocidad de migración del horizonte de ΩA fluctúa entre 1 y 2 $\text{m a}\ddot{\text{a}}\text{o}^{-1}$. Para las costas de Baja California, se ha registrado la

presencia de aguas de surgencia costeras con valores de $\Omega_a < 1$ y pH de 7.8 (Feely *et al.*, 2008). Estas condiciones se esperaba que ocurriera pero hasta dentro de cincuenta años.

Se ha reportado que en presencia de aguas subsaturadas con respecto a Ω_A los organismos cuya concha está constituida por aragonita presentan manifestaciones negativas en su metabolismo, reproducción, desarrollo e inmunidad (Fabry *et al.*, 2008). Lo anterior incluye organismos de importancia comercial, como ostiones y abulones. Por lo tanto, el impacto de la presencia y duración de agua subsaturada con respecto a Ω_A durante un evento de surgencia, repercute no sólo en el ambiente sino también tiene repercusiones económicas. En el presente estudio, se tiene la finalidad de evaluar el estado de saturación de Aragonita (Ω_A) en la zona intermareal del sitio conocido como Arbolitos. Este es un sitio donde habitan organismos que calcifican y de acuerdo a Panzeca *et al.*, (2009) es posible detectar la influencia de eventos de surgencia a pesar de ser somero y de estar en la zona del intermareal.

Materiales y métodos

En el límite norteño de la zona antes descrita se ubica la Estación Ensenada (31°40.105'N-116°41.596' W). En este sitio se cuenta con una boya oceanográfica que mide cada tres horas T, pCO₂ y salinidad. De dicha estación y hacia la costa en el intermareal se encuentra el sitio denominado "Arbolitos". Tanto en la estación de monitoreo "Ensenada" como en Arbolitos, están influenciadas por el Sistema de la Corriente de California y se ha descrito que la región costera frente a las costas de Baja California presenta un ciclo estacional y/o temporal que está asociado a cambios climáticos estacionales (Linacre *et al.*, 2010).

De la boya oceanográfica de la Estación Ensenada se obtuvieron los datos disponibles de T y pCO₂ cada 3 horas desde noviembre del 2009 hasta diciembre del 2011. Los datos registrados por la boya eran enviados vía satelital al CICESE-IIO. A la zona intermareal de Arbolitos se llegó por vía terrestre y se realizaron muestreos quincenales. Se tomaron muestras superficiales discretas para realizar mediciones de temperatura, salinidad, AT (Alcalinidad Total) y CID. Las muestras se tomaron en dirección contraria a las olas, se colectaron en botellas de borosilicato de 500 mL, y se fijaron con 100 μ L de cloruro de mercurio y se sellaron con grasa Apiezon, para evitar la evaporación y el contacto con la atmósfera, durante su almacenamiento, hasta su análisis en el laboratorio. La salinidad se midió con un salinómetro GuildlineAutoSal 8400B previamente calibrado con agua de mar estándar de la IAPSO (International Association for the Physical Sciences of the Oceans). Para la medición del CID se utilizó el método coulométrico descrito por (Johnson *et al.*, 1987). El análisis de AT se efectuó por potenciometría utilizando la metodología descrita por Dickson *et al.*, (2003). En ambos análisis se utilizó material de referencia certificado como control de calidad. Se utilizó el programa CO₂Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998) para calcular las variables pCO₂, pH in situ y Ω_A .

En el sistema del CO₂, es posible utilizar dos variables para estimar el Ω_A mediante algoritmos (CO₂SYS). Por lo cual para la boya se utilizó un valor promedio de alcalinidad propuesta por Hernández-Ayón (en prep.) y la pCO₂ que mide la boya. Mientras que para Arbolitos se utilizó el CID y AT. Para detectar la presencia del agua subsaturada con respecto a Ω_A , se identificaron los valores más bajos de Ω_A en Arbolitos y en la Boya. La duración de la presencia de agua subsaturada se determinó identificando cada uno de los eventos de surgencia los cuales se caracterizan por presentar temperaturas de < 14 °C (Durazo *et al.*, 2010) y con valores de pCO₂ mayores al atmosférico (387 μ atm, <http://co2now.org/>). En este trabajo se consideró surgencias valores menores a 15 °C junto con valores de pCO₂ mayores a 410 μ atm. Esto corresponde a 1 °C más que lo propuesto por Durazo *et al.*, (2010) y a un pCO₂ por arriba en 23 μ atm del valor atmosférico (<http://co2now.org/Current-CO2/CO2->

Now). Para el análisis y visualización de los datos se utilizarán los programas Ocean Data View (ODV), Sigma Plot y Matlab.

Resultados y discusión

Tanto en la estación Ensenada como en Arbolitos, se observaron disminuciones de T que correspondieron con un aumento de pCO₂ (boya) y de CID en Arbolitos. De toda la serie de tiempo en la boya fue en la temporada de surgencias del 2011 cuando se detectaron los máximos valores de pCO₂ de 863 μ atm con temperaturas mínimas de 10.6 ° C (Fig. 1). En la temporada del 2010, los valores máximos de pCO₂ fueron 793 μ atm y con temperaturas mínimas de 11.4 °C.

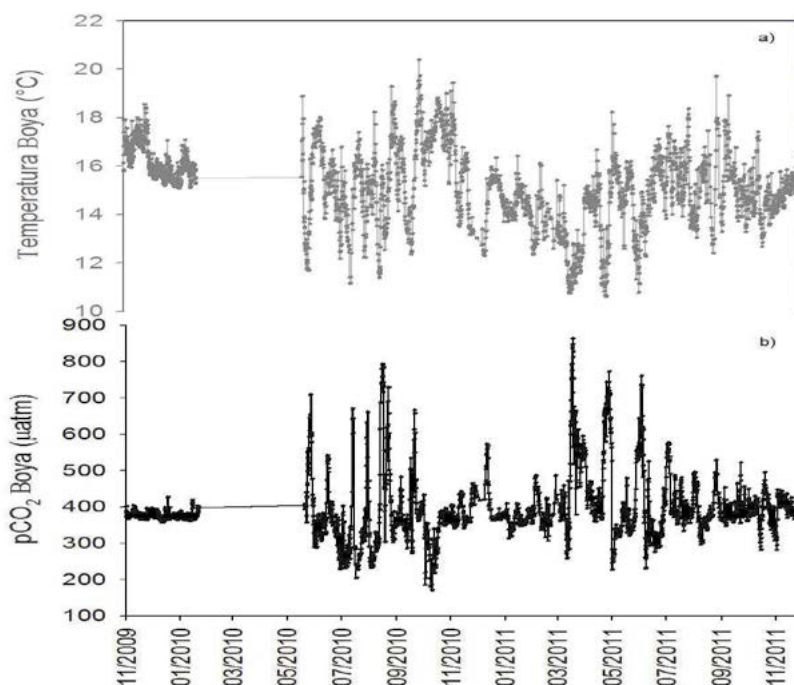


Figura 1. Series de tiempo de a) Temperatura y de b) pCO₂ registradas en la boya instalada en la estación Ensenada, durante el período de noviembre 8 de 2009 a noviembre 19 de 2011.

Pero particularmente en el 2009, el periodo de muestreo fue corto y no se detectaron variaciones notorias en los valores de T y pCO₂, pues los intervalos fueron 15 a 18.5 °C y 380 a 410 μ atm respectivamente. Sin embargo, es importante resaltar que valores de pCO₂ > 700 μ atm generan condiciones en las cuales la tasa de calcificación del ostión *Crassostrea gigas* se ve afectada en un 10% (Gazeu *et al.*, 2007). Sin embargo, en este estudio queda la incógnita de saber que sucede con los organismos de la zona.

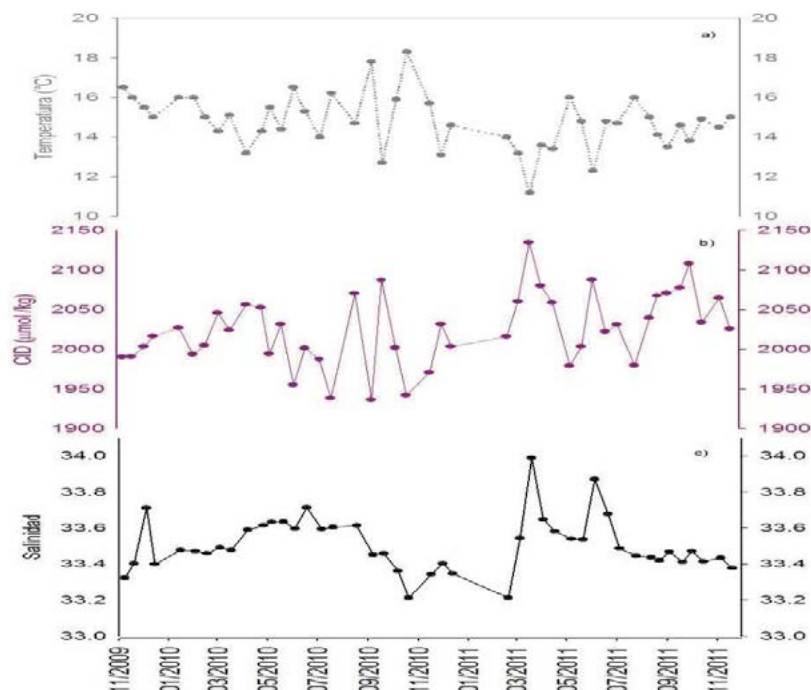


Figura 2. Serie de tiempo generada en la estación Arbolitos durante el periodo de noviembre 8 de 2009 a noviembre 19 de 2011. a) Temperatura, b) CID y c) Salinidad.

En Arbolitos al igual que en la boya, se detectaron las menores temperaturas y mayores concentraciones de CID durante la temporada de surgencias en el 2011 (11.2 °C, 2134 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) (Fig. 2). Mientras que en la temporada del 2010 se registraron valores mínimos de temperatura (12.7 °C) y con menor concentración (2087 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) en comparación que el 2011. Particularmente durante el 2009, no se observaron cambios de las variables en estudio como las que se detectaron durante el 2010 y 2011 debido a que se contó solo con datos de la parte final del año. Sin embargo, en este periodo se observaron variaciones de T entre 15 - 16.5 °C y de CID entre 1990-2015 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. Posteriormente se contrastaron las series de tiempo de temperatura y CID entre la boya y Arbolitos. Esto se hizo con la finalidad de detectar y evaluar si los valores que se registraron en ambos sitios coincidieron en magnitud y tiempo. En dicha comparación se observó que la temperatura en Arbolitos (Min. de 11.2 y Max. de 18.3 °C) estuvo dentro del intervalo de temperatura que se registró en la boya (Min. de 10.6 y Max. de 20.4 °C).

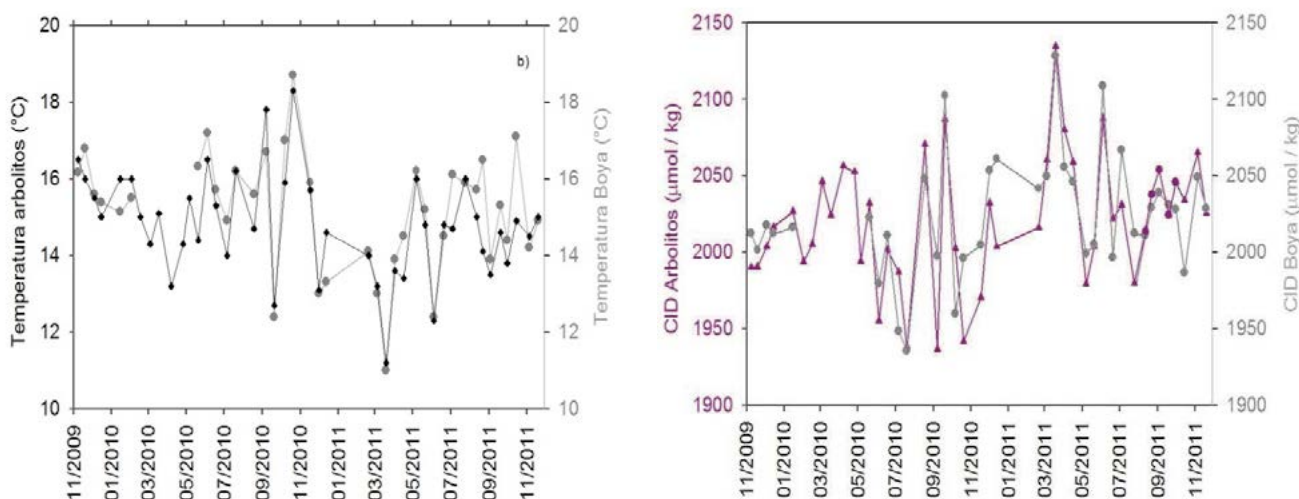


Figura 3. Comparación entre muestras quincenales de la boya y de arbolitos; (a) temperatura y (b) CID. El CID de la Boya fue calculado usando un valor fijo de alcalinidad Total y el $p\text{CO}_2$.

Por su parte los valores de CID calculados para la boya durante el periodo de noviembre de 2009 a noviembre de 2011, se encontraron igualmente dentro del intervalo que se observó con respecto a las mediciones directas realizadas en Arbolitos. Los valores máximos y mínimos de Arbolitos fueron de 2134 y 2036 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ respectivamente, mientras que en la boya fueron de 2169 y 1856 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. Estos resultados permitieron separar mediciones quincenales de temperatura y CID de la boya y de Arbolitos y aplicar un análisis estadístico. En resultado del análisis indicó que no hubo diferencias significativas ($T = t$ calculada $-0.32 < \text{crítica } 0.73$; CID t calculada $0.41 < \text{crítica } 1.9$) (Fig. 3).

Durante los dos años de muestreo en ambos sitios de estudio, no se detectó la presencia de agua subsaturada con respecto a ΩA . Los valores de ΩA se encontraron por encima del valor de saturación variando en un intervalo de ~ 1.4 a 3.0, y con valores de pH entre ~ 7.85 y 8.1. En el periodo de muestreo se detectaron nueve eventos de surgencia: tres eventos durante el 2010 y seis eventos en el 2011 (Fig.4). Los valores más bajos de ΩA , pH y temperatura fueron 1.1, 7.7, 10.7 $^{\circ}\text{C}$ respectivamente y fueron observados en el mes de marzo de 2011 (evento 4). Durante el evento 4, se observó que su duración fue de hasta 17 días y coincide que fue el evento con los más altos valores de $p\text{CO}_2$ (863 μatm). Mientras que los eventos de menor duración fueron los eventos 8 y 9, con una duración de ~ 2 días y con un valores de $p\text{CO}_2$ de solo ~ 454 μatm . Cabe destacar, que en los eventos anteriores se observaron los valores máximos de ΩA (< 2) durante un evento de surgencia y pero que además fue por muy poco tiempo.

En este trabajo, se observó que la mayor duración de los eventos de surgencia se asoció con menores valores de ΩA (1.5), T (11 $^{\circ}\text{C}$) y pH (~ 7.8) (Fig. 4). De acuerdo con Barton *et al.*, (2012) el someter larvas de ostión por 4 días a valores ΩA entre 1 a 2, repercute directamente en su sobrevivencia. Por lo que surge la inquietud de conocer que es lo que sucede con los organismos al estar expuestos por 17 días a valores de ΩA de ~ 1.2 en lugares como Arbolitos.

Es importante considerar que los eventos de surgencia ocurren de forma natural, sin embargo de acuerdo a Bakun (1990), entre el periodo de 1950 a 1990 las surgencias se han estado presentando con mayor intensidad. El autor en su estudio realizó un análisis de eventos de surgencia con 40 años de datos en las costas de California, la Península Ibérica, Marruecos y Perú; y señala que dicho aumento se debe a un aumento en la intensidad del estrés del viento.

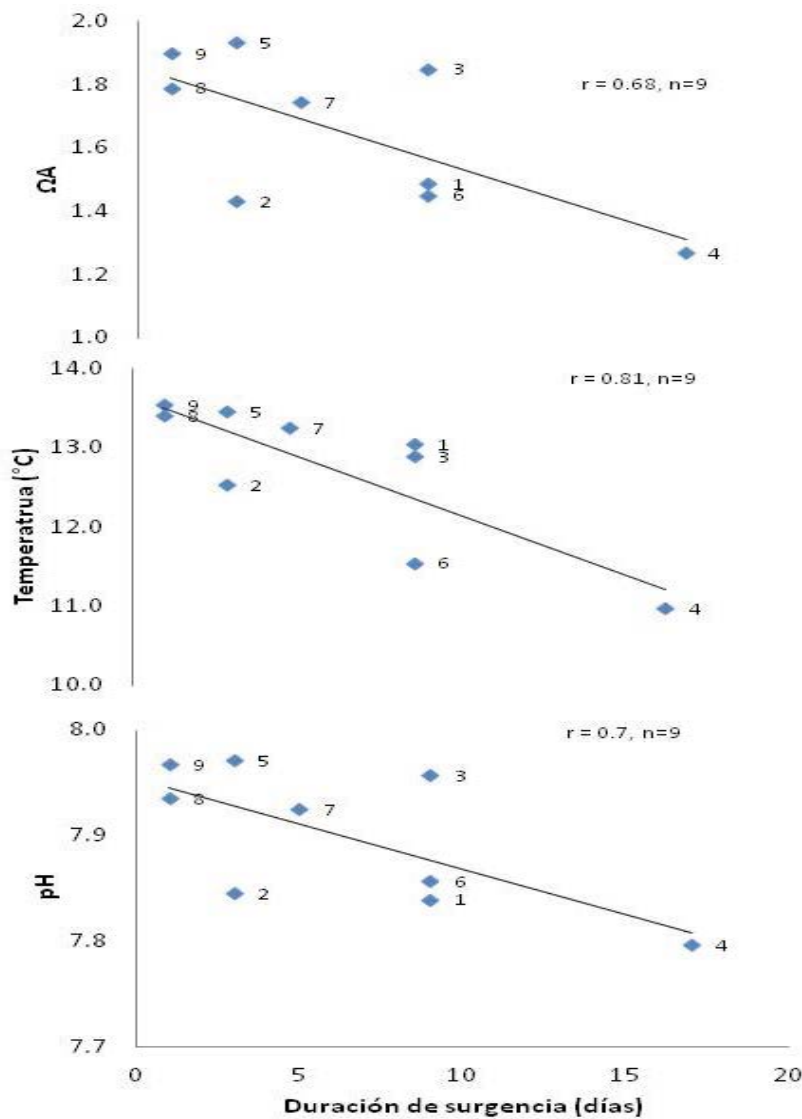


Figura 4. Relación entre la duración de los eventos de surgencia: a) ΩA b) temperatura y c) pH. Los números que acompañan a cada símbolo, identifican al número de evento de surgencia.

Se esperaría por tanto, que ante el aumento gradual de la intensidad de las surgencias, se presentarán aguas con valores de ΩA más bajos en la plataforma de las costas de Baja California. Es por tanto importante continuar con el monitoreo tanto en zonas como Arbolitos así como en la Estación Ensenada y ampliar a otras zona donde se practique la acuacultura; esto con la finalidad de estar atentos ante posibles cambios y efectos y proveer esta información al sector pesquero y a tomadores de decisión.

Conclusiones

Se detectó que las surgencias costeras son el causante principal de las bajas temperaturas del agua en Arbolitos y en la Estación Ensenada y de la presencia de aguas ricas en CID.

Durante los dos años de muestreo en Arbolitos, los valores de ΩA se mantuvieron arriba del límite de saturación (> 1), por lo tanto no se observaron aguas subsaturadas con respecto a $CaCO_3$. Sin

embargo, dado que el intervalo de Ω_A fue de 1.4 a 3, se propone que es necesario llevar a cabo estudios con organismos que calcifican y habitan en la zona para evaluar posibles impactos de esta variabilidad en los niveles de saturación de Ω_A .

Entre noviembre de 2009 y noviembre de 2011 se detectaron nueve eventos de surgencia en Arbolitos y en la Estación Ensenada, los cuales correspondieron a valores cercanos al límite de Ω_A (1), con temperaturas $< 15\text{ }^\circ\text{C}$ y $p\text{CO}_2 > 410\text{ }\mu\text{atm}$. Se encontró que en las costas de BC hay eventos de surgencia que pueden durar hasta 17 días con valores de Ω_A de ~ 1.1 , pH de 7.7, temperatura de $10.6\text{ }^\circ\text{C}$ y valores de $p\text{CO}_2$ de $863\text{ }\mu\text{atm}$. Se reporta que estas condiciones no son óptimas en organismos como abulones u ostiones.

Se sugiere continuar con el monitoreo tanto en Arbolitos como en la Estación Ensenada con la finalidad de contribuir con información que beneficie al sector pesquero.

Bibliografía

- Bakun A. 1990. Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science* 247:198-201.
- Barton A., B. Hales, G. Waldbusser, C. Langdon, R. A. Feely. 2012. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57:698-710.
- Dickson A. G., J. D. Afghan, G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO_2 analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80:185-197.
- Dickson A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO_2 measurements, North Pacific Marine Science Organization.
- Doney S. C., V. J. Fabry, R. A. Feely, J. Kleypas. 2009. Ocean acidification: the other CO_2 problem. *Annual Review of Marine Sciences* 1:169-192.
- Durazo R. M. A. Ramírez, L. E. Miranda, L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas en la Corriente de California frente a Baja California. Primera edición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Universidad Autónoma de Baja California. pp. 129-147.
- Fabry V. J., B. A. Seibel, R. A. Feely, J. C. Orr. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65:414-432.
- Feely R. A. C. L. Sabine, K. Lee, F. J. Millero, M. F. Lamb, D. Greeley, J. L. Bullister, R. M. Key, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono, C. S. Wong. 2002. In situ calcium carbonate dissolution in the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 16:1144.
- Feely R. A., R. H. Byrne, J. G. Acker, P. R. Betzer, C. T. Chen, J. F. Gendron, M. F. Lamb. 1988. Winter summer variations of calcite and aragonite saturation in the northeast Pacific. *Marine Chemistry* 25: 227-241.
- Feely R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Ianson, B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive "Acidified" Water onto the Continental Shelf. *Science* 320:1490-1492.
- Johnson K. M., J. M. Sieburth, P. J. L. Williams, L. Brandstrom. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117 -133.
- Kleypas J. A., R. A. Feely, V. J. Fabry, C. Langdon, C. L. Sabine, L. L. Robbins. 2006. Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers: A Guide for Future Research, report of a workshop held 18–20 April 2005, St. Petersburg, FL, sponsored by NSF, NOAA, and the U.S. Geological Survey. 88 pp.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO_2 System Calculation. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Linacre L., R. Durazo, J. M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. M. 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.
- Orr J. C., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R. M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R. G. Najjar, G.-K. Plattner, K. B. Rodgers, C. L. Sabine, J. L. Sarmiento, R. Schlitzer, R. D. Slater, I. J. Totterdell, M.-F. Weirig, Y. Yamanakay, A. Yool. 2005. "Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms." *Nature* 437:681-686.



- Panzeca C., A. J. Beck, A. Tovar-Sanchez, J. Segovia-Zavala, T. Gordon, T. Christopher, J. Gobler, A. Sañudo, J. Wilhelmy. 2009. Distributions of dissolved vitamin B12 and Co in coastal and open-ocean environments. *Estuarine Coastal Shelf Science* 85:223-230.
- Sabine C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, K. J. Wong, D. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T.-H. Peng, A. Kozyr, T. Onoy, A. F. Ríos. 2004. "The Oceanic sink for antropogenic CO₂." *Science* 5682:367-371.
- Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification. 2012. *Ocean Acidification: From Knowledge to Action, Washington State's Strategic Response*. H. Adelsman and L. Whitely Binder (eds). Washington Department of Ecology, Olympia, Washington. Publication no. 12-01-015.

2.22 Reducida producción de CaCO_3 por *Porites panamensis* en tres comunidades arrecifales del Pacífico mexicano

Norzagaray-López Orión¹; Ávila-López María del C.¹; Chapa-Balcorta Cecilia¹; Calderón-Aguilera Luis² y Hernández-Ayón Martín¹.

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Carretera Tijuana -Ensenada kilómetro 103.5 SN, Bajamar, C.P. 22760 Ensenada, Baja California (+646) 175 0710. Autor para correspondencia: orion_norzagarayl@hotmail.com

²Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE), Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, C.P. 22860 Ensenada, Baja California (+646) 175 0500.

Resumen

Los ecosistemas de arrecifes de coral aunque representan un reservorio de carbono en la forma de carbonato de calcio son considerados fuente de dióxido de carbono a la atmósfera. *Porites panamensis* es una especie de coral hermatípico ampliamente distribuido en el Pacífico Oriental tropical (31°N a 5°S). Para evaluar el aporte de esta especie a la producción de CaCO_3 en el Pacífico Mexicano, se colectaron 10 colonias de coral en dos arrecifes coralinos en Cabo Pulmo, B.C.S, en Islas Marietas, Nayarit, en una población en Bahía de los Ángeles Baja California. Los parámetros de crecimiento fueron medidos en las colonias de coral mediante densitometría óptica y la cobertura de coral fue evaluada mediante transectos lineales. La densidad esquelética fue similar entre sitios ($\approx 1.22 \text{ gCaCO}_3 \text{ cm}^{-3}$), la tasa de crecimiento vario entre arrecifes, siendo menor en el sur (0.34 a 0.95 cm año^{-1}) y la tasa de calcificación siguió el mismo patrón (0.5 a $1.22 \text{ g CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Se encontró una baja producción de CaCO_3 (0.1 a $0.43 \text{ kgCaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$), caracterizado por una tasa reducida de calcificación y cobertura. El aporte de esta única especie fue menor a lo reportado en otros arrecifes para este género. Otros géneros como *Pocillopora*, representan mayores aportes. Los pronósticos de los efectos de la acidificación de los océanos sobre los arrecifes de coral apuntan a reducir la densidad del esqueleto y la tasa de calcificación, lo cual podría dar lugar a una acelerada degradación de la estructura arrecifal por factores físicos y bioerosión.

Palabras Claves: corales, porites, acidificación, Pacífico Mexicano, arrecifes.

Introducción

El crecimiento y mantenimiento de las estructuras de arrecifes de coral son el resultado del equilibrio entre la precipitación y la erosión de las estructuras de carbonato de calcio. Esta erosión es provocada por organismos y por procesos mecánicos. La bioerosión es considerada, en términos generales, como la destrucción y remoción del material mineral biogénico consolidado por la acción directa de los organismos (Neumann, 1966). Mientras que la tasa de calcificación es considerada como la cantidad de masa de CaCO_3 precipitada por unidad de área por los organismos calcificadores, comúnmente expresada como $\text{g CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

La tasa de calcificación de corales ha sido estimada por métodos hidroquímicos empleando la técnica de anomalía de la alcalinidad, o bien, estudiando parámetros de crecimiento de los esqueletos calcáreos, donde la tasa de calcificación es el producto de la tasa de crecimiento anual (cm año^{-1}) y densidad del esqueleto ($\text{g CaCO}_3 \text{ cm}^{-3}$).

La producción potencial de carbonato de calcio ha sido empleada con dos objetivos: comparar la producción de CaCO_3 entre sitios, y también ha sido propuesta como una herramienta, que junto con la

tasa de calcificación, permitiría establecer las condiciones actuales en las que se encuentra un arrecife, en relación a su crecimiento y cobertura coralina. Esto último en el contexto de presiones sobre los arrecifes coralinos como cambio global, acidificación de los océanos y pérdida de cobertura coralina.

El balance de carbonato de calcio en un arrecife requiere conocer flujos de entrada, es decir, los aportes por parte de los organismos que forman estructuras calcáreas, así como flujos de salida, o pérdidas por erosión física o biológica. Donde la erosión va a ser el proceso que forma los sedimentos, un reservorio de CaCO_3 importante en el balance.

El cálculo de la producción de CaCO_3 se basa en parámetros de crecimiento, densidad esquelética - tasa de calcificación- y la abundancia de estos organismos calcificadores. La tasa de calcificación, calculada como el producto de la densidad esquelética y tasa de crecimiento anuales, es interpretada como un índice que permite comparar la eficiencia en la producción de la masa de CaCO_3 por año entre especies, comunidades o entre arrecifes, ya que representa una medida estándar.

La tasa de calcificación, al ser corregida con respecto a la abundancia de organismos calcificadores (cobertura de la especie), permite obtener una estimación de los kilogramos de CaCO_3 con los que contribuye cierta especie al total de CaCO_3 depositado en un sitio, o producción de CaCO_3 . Los pasos para calcular la estimación de la producción de CaCO_3 se presentan en el siguiente esquema (Figura 1):

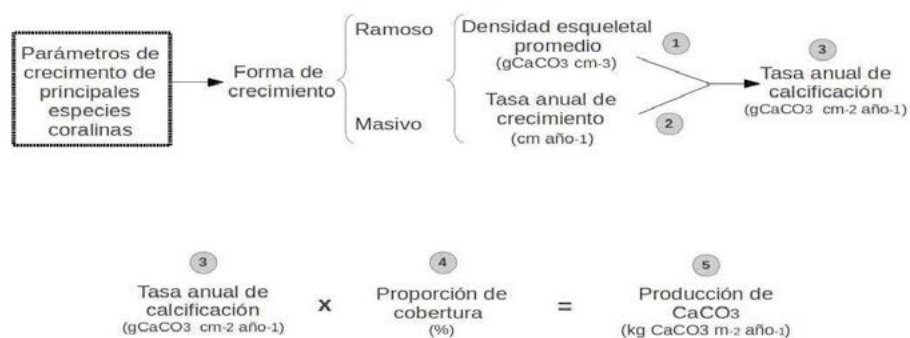


Figura 1. Diagrama con los pasos para la estimación de la producción de CaCO_3 por corales. Círculos numerados representan los cálculos en consecutivo.

Los parámetros de crecimiento de los principales corales es determinante en el balance de CaCO_3 . La densidad de los esqueletos de coral, definida como la cantidad de material calcáreo por unidad de volumen, puede ser estimada por varios métodos. El más sencillo, pero con mayor rango de variación, es calculando el cociente del volumen desplazado sobre el peso del cuerpo (Densidad = Masa / Volumen). Otro método para análisis de la densidad de esqueletos de especies masivas es por medio de congelamiento, rayos gamma y por densitometría óptica en imágenes de rayos X (Carricart-Ganivet y Barnes, 2007).

El método para medir el crecimiento coralino depende del tipo de crecimiento del coral. Las especies de corales masivas tienen un crecimiento caracterizado por formar bandas de distinta densidad de manera estacional. Un par de bandas, una de baja densidad y otra de alta densidad, se asume provee información de las condiciones medioambientales bajo las cuales se desarrolló el coral, y representa aproximadamente un año de crecimiento (Lough y Barnes, 2000). La distancia lineal entre pares de densidad permite conocer la tasa de crecimiento anual (cm año^{-1}).

Este trabajo tiene dos propósitos, comparar parámetros de crecimiento coralino y establecer valores de producción de CaCO_3 por *Porites panamensis* en tres comunidades arrecifales del Pacífico mexicano.

Materiales y métodos

Treinta colonias de *Porites panamensis*, con una altura entre 2-25 cm, fueron colectadas en tres comunidades coralinas. En Cabo Pulmo la colecta fue en febrero de 2009, en Islas Marietas en marzo de 2009 y en Bahía de los Ángeles en noviembre de 2009. La colecta se realizó a profundidades menores a 10 m usando cincel y martillo.

En el laboratorio, las colonias fueron cortadas por el eje vertical usando una cortadora con sierra de diamante y agua como lubricante. De la parte central de cada colonia se obtuvo una laja de ~8 mm de grosor, fueron lavadas y puestas a secar a 80 °C por 24 hr. Las lajas de coral fueron radiografiadas con un equipo de rayos X para mamografía digital (Semographe 600 T SemixHiF), con 34-40 kVp con un tiempo de 60 s de exposición, a 30 cm de la fuente. Cada radiografía fue acompañada de un estándar de aragonita de densidad conocida (2.83 g CaCO₃ cm⁻³) (Chalker y Barnes, 1990; Carricart-Ganivet y Barnes, 2007). La densidad del coral fue estimada siguiendo la técnica de densitometría óptica desarrollada por Carricart-Ganivet y Barnes (2007).

Para obtener los parámetros de crecimiento anuales se seleccionó un área -o *track*- de la parte central de cada laja. Se calculó la densidad anual promedio como la media entre la densidad máxima y la mínima. La tasa de extensión fue medida como la distancia lineal entre dos densidades mínimas consecutivas. La tasa anual de calcificación se calculó como el producto de la densidad y el crecimiento anual de cada par de bandas (Lough y Barnes, 2000).

Para conocer la abundancia de *P. panamensis* se realizaron monitoreos de la cobertura mediante transectos lineales. Estos indican la proporción de piso marino ocupada por diferentes sustratos por metro cuadrado. Los transectos fueron ubicados aleatoriamente. En Cabo Pulmo se evaluó la cobertura de coral en noviembre de 2008 empleando la técnica de transecto de banda por cuadrantes (7 transectos). En Islas Marietas se realizó el muestreo en marzo de 2009. En este lugar se empleó la técnica de PIT con un total de 18 transectos lineales (25 m de longitud), evaluando la presencia-ausencia de la especie objetivo cada 0.25 m. En Bahía de los Ángeles se emplearon valores de cobertura reportados por Halfar *et al.* (2004). La producción de carbonato de calcio se calculó como el producto de la tasa de calcificación promedio anual y la cobertura de coral.

Los parámetros de crecimiento fueron comparados entre sitios (previa transformación logarítmica para cumplir normalidad y homogeneidad) empleando ANOVA de una vía y prueba *a posteriori* HSD de Tukey para discriminar entre grupos.

Resultados

La densidad esquelética fue similar entre sitios (≈ 1.22 g CaCO₃ cm⁻³; $p > 0.05$). La tasa de crecimiento varió entre los sitios de estudio, siendo menor en el sur (0.34 a 0.95 cm año⁻¹ $p < 0.05$) en la zona de Islas Marietas. La tasa de calcificación siguió el mismo patrón (0.5 a 1.22 g CaCO₃ cm⁻² año⁻¹; $p < 0.05$).

La producción de CaCO₃ en Islas Marietas, calculada a nivel de transecto de cobertura, estuvo entre 0 a 0.54 kg CaCO₃ cm⁻² año⁻¹ (0.17 ± 0.16 kg CaCO₃ cm⁻² año⁻¹). Mientras que en Cabo Pulmo se encontraron valores entre 0 a 0.65 kg CaCO₃ cm⁻² año⁻¹ (0.21 ± 0.24 kg CaCO₃ cm⁻² año⁻¹). El cálculo de la producción en Bahía de los Ángeles fue puntual de 0.20 kg CaCO₃ cm⁻² año⁻¹.

Discusión

Se encontró una baja producción de CaCO₃ por *P. panamensis*, caracterizada por una reducida tasa de calcificación y cobertura coralina. La morfología de las colonias fue el principal factor en la

diferencia en la tasa de crecimiento reportado. La forma masiva, en forma de domo, mostró un mayor crecimiento esquelético y estuvo presente en las zonas de Bahía de los Ángeles y Cabo Pulmo. Mientras que en la zona de Islas Marietas, con una forma incrustante, mostró un crecimiento ~50% menor en relación a los otros sitios estudiados. La diferencia en la morfología de las colonias en ambas localidades es una respuesta a condiciones ambientales locales, y es un factor que afecta la tasa de crecimiento en extensión -aunque no a la densidad esquelética-, y por consiguiente el cálculo de la tasa de calcificación.

En estudios sobre la producción de CaCO_3 a nivel arrecifal concluyen que la producción de un arrecife está en función del tipo de crecimiento de las especies de coral presentes, es decir, las formas y tasas de crecimiento de cada especie (en especial de las especies dominantes) definen la producción (Vecsei, 2004; ShiQui *et al.*, 2008).

En especies del género *Porites*, el crecimiento tiene una alta variación intracolonia e interanual, así como entre arrecifes. Por otro lado presentan una baja variación en la densidad del esqueleto. Se han reportado fuentes de error del crecimiento, atribuibles a la variabilidad natural en un sitio, historia de vida de una colonia, o por diferencias con respecto al sexo; con respecto a lo anterior, hay variación en la densidad esquelética entre sexos en especies gonocóricas como *Porites* (Cabral-Tena *et al.*, 2013).

La producción de CaCO_3 entre localidades fue diferente. Su cálculo presenta una relación de baja calcificación con alta cobertura de coral para la zona de Islas Marietas, mientras que en Cabo Pulmo y Bahía de los Ángeles esta relación se invierte, con una relativa alta calcificación y con baja cobertura de coral. Halfar *et al.* (2005) encontraron una menor producción en Bahía de los Ángeles ($0.14 \text{ kg CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) para *P. Panamensis*.

Esta especie no construye estructuras arrecifales en latitudes mayores a los 23°N , siendo Cabo Pulmo la formación arrecifal más septentrional del Pacífico. Aunque nuestros resultados de producción son relativamente bajos para el género *Porites*, otros estudios reportan baja producción de carbonato en arrecifes planos, similares a los sitios de estudio. Harney y Fletcher (2003) presentan tasas de producción bajas ($1.6 \text{ kg CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$), relacionadas con alta cobertura de especies incrustantes con una reducida tasa de calcificación. Así, la cobertura es un factor determinante de la producción de CaCO_3 .

Vecsei (2001) indica que la producción depende de la forma de crecimiento de los corales. Especies ramosas aportan mayor carbonato de calcio. En Cabo Pulmo, el principal aporte de CaCO_3 es por especies ramosas del género *Pocillopora*, los cuales pueden llegar a generar hasta $4 \text{ kg CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ debido a su rápido crecimiento (Reyes-Bonilla *et al.*, en prensa; Norzagaray-López, 2010). Se ha estimado que para arrecifes del Pacífico, la producción de carbonato es alrededor de $2.6 \text{ kg CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Vecsei, 2001).

Este estudio tiene como finalidad establecer valores de línea base de parámetros de crecimiento y producción coralina de la especie con mayor distribución en el Pacífico mexicano, y con esto poder evaluar posibles efectos negativos sobre los arrecifes. Pronósticos de los efectos de la acidificación de los océanos sobre los arrecifes de coral apuntan a una reducción de la densidad del esqueleto y en la tasa de calcificación (Kleypas *et al.*, 1999). Escenarios con una baja calcificación coralina podrían afectar directamente a la comunidad arrecifal al generar esqueletos menos aptos para mantener una sostenida producción CaCO_3 , esto es, una producción mayor a la tasa de erosión.

La bioerosión forma parte del balance de CaCO_3 en un arrecife. Se ha sugerido que tiene un fuerte efecto en la producción de CaCO_3 por los corales, ya que convierte material calcáreo consolidado en sedimentos. El aumento de la erosión pudiera representar un efecto detonante para el deterioro coralino, esto sería, una acelerada degradación de la estructura arrecifal. Carballo *et al.* (2012) sugieren que la erosión de los arrecifes de coral en el Pacífico mexicano está dominada principalmente por esponjas, aunque otros grupos forman parte de este flujo de salida en el balance de CaCO_3 .

Bibliografía

- Cabral-Tena R. A., H. Reyes-Bonilla, S. Lluch-Cota, D. Paz-García, L. Calderón-Aguilera, O. Norzagaray-López, E. Balart. 2013. Different calcification rates in males and females of the coral *Porites panamensis* in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series* 476:1-8.
- Carballo L., E. Bautista, H. Nava, A. Cruz-Barraza, J. Chavez. 2012. Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution* 3:872-886.
- Carricart-Ganivet J. P., D. J. Barnes. 2007. Densitometry from digitized images of X-radiographs: Methodology for measurement of coral skeletal density. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 344:67-72.
- Halfar J., L. Godínez-Orta, B. Riegl, J. E. Valdez-Holguín, J. M. Borges. 2005. Living on the edge: high-latitude *Porites* carbonate production under temperate eutrophic conditions. *Coral Reefs* 24:582-592.
- Herrera-Escalante T., R. López-Pérez, G. Leyte-Morales. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical* 53:263-273.
- Harney J. N., C. H. Fletcher. 2003. A budget of carbonate framework and sediment production, Kailua Bay, Oahu, Hawaii. *Journal of Sedimentary Research*: 73:856-868.
- 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.
- Lough J., D. Barnes. 2000. Environmental controls on growth of the massive coral *Porites*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 245:225-243.
- Nava H., J. Carballo. 2008. Chemical and mechanical bioerosion of boring sponges from Mexican Pacific coral reefs. *Journal of experimental Biology* 211:2827-2831.
- Neumann C. 1966. Observations on coastal erosion in bermuda and measurements of the boring rate of the sponge, *Clionalampa*. *Limnology and Oceanography* 11:92-108.
- Norzagaray López O. 2010. Producción potencial de carbonato de calcio por *Porites panamensis* en dos comunidades arrecifales del Pacífico mexicano. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California.
- Reyes-Bonilla H., L. Calderon Aguilera. 1999 Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology Progress Series*. 20:347-357.
- Shi Qi Z., Z. Mei Xia, Y. K. QiaoMin, C. TianRan, L. I. Shu, W. Han Kui. 2008. Estimate of carbonate production by scleractinian corals at Luhuitou fringing reef, Sanya, China. *Chinese Science Bulletin* 54:696-705.
- Vecsei A. 2004. A new estimate of global reefal carbonate production including the fore-reefs. *Global and Planetary Change* 43:1-18.

2.23 Contribución de pastos marinos y eventos de surgencia a la variabilidad estacional del sistema de carbono en zonas costeras

Ávila-López María del C.¹; Norzagaray-López Orión¹; Hernández-Ayón Martín¹; Camacho-Ibar Víctor¹ y Siqueiros-Valencia Arturo¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: mc.avilalopez@gmail.com; jmartin@uabc.edu.mx.

Resumen

Bahía San Quintín (BSQ) es una laguna costera del Pacífico mexicano, dominada por amplias praderas de *Zostera marina* y sujeta a eventos periódicos de surgencias. En Mayo y Octubre de 2004, se realizaron dos muestreos en BSQ para determinar la contribución de los pastos marinos en las variaciones del sistema de carbono durante dos condiciones de surgencias. Se colectaron muestras discretas superficiales para la determinación de los parámetros del sistema de carbono y la concentración de nutrientes en el agua de mar. Los valores más altos de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) ($> 2100 \mu\text{mol Kg}^{-1}$), $p\text{CO}_2$ ($> 600 \mu\text{atm}$) y NO_3^- ($> 12 \mu\text{M}$), se encontraron para la zona más externa donde los procesos de mezcla controlan su distribución. Los valores disminuyeron hacia la parte más interna de la bahía, con descensos de CID y $p\text{CO}_2$ de $\sim 300 \mu\text{mol Kg}^{-1}$ y $\sim 400 \mu\text{atm}$ y con un consumo total de nitratos hacia la cabeza del bSQ, indicativo de la remoción y absorción de carbono del aire al agua, dirigido por fuertes procesos de producción primaria donde las praderas de *Z.marina* contribuyen en gran medida, junto con el tiempo de residencia de las masas de agua, a los cambios en la química del agua de mar. Nuestro estudio indica que los mecanismos de control biológico dominan los cambios del sistema de carbono en el interior de la bahía, comportándose como eficaces sumideros de carbono durante eventos de surgencias intensas y llegando a estar limitados por la disponibilidad de nutrientes en el sistema entre periodos de relajación e intensificación de las surgencias.

Palabras claves: Bahía San Quintín, *Zostera marina*, carbono inorgánico disuelto, nutrientes.

Abstract

San Quintín Bay (SQB) is a coastal lagoon located in the Mexican Pacific, which is dominated by broad meadows of *Zostera marina* and prone to periodic upwelling events. In May and October 2004, two samples were performed in BSQ to determine the sea grass contribution to the carbon system variations during two upwelling conditions. Discrete surface samples were collected to determine the carbon system parameters and the nutrients concentration within the seawater. Higher values of Dissolved Inorganic Carbon (DIC) ($> 2100 \text{ mol kg}^{-1}$), $p\text{CO}_2$ ($> 600 \mu\text{atm}$) and NO^- ($> 12 \mu\text{M}$), were found for the outer zone, where the mixing processes control their distribution. The values decreased toward the inner part of the bay, with drops in DIC and $p\text{CO}_2$ of $\sim 300 \text{ mol kg}^{-1}$ and $\sim 400 \mu\text{atm}$, and a total nitrate consumption towards the head of the BSQ, indicating the carbon removal and absorption from air to water, led by strong primary production processes where *Z. marina* meadows contribute greatly, along with the residence time of the water masses, to the changes in the chemistry of seawater. Our study indicates that biological control mechanisms dominate carbon system changes within the bay, acting as effective carbon sinks during intense upwelling events and getting to be limited by the system nutrients availability between periods of upwelling relaxation and strengthening.

Keywords: San Quintín Bay, *Zostera marina*, dissolved inorganic carbon, nutrients.

Introducción

Debido al incremento de los aportes de CO₂ antropogénico a partir de la revolución industrial, el ciclo del carbono se ha visto desbalanceado a escala global, con proyecciones de un aumento del doble de las concentraciones de CO₂ atmosférico para finales de siglo (IPCC, 2007). El océano y los ecosistemas costeros han funcionado como amortiguadores efectivos del exceso de este gas invernadero, regulando el clima de la Tierra y disminuyendo su efecto en el cambio climático global (Álvarez-Borrogo, 2007). Como consecuencia, el pH del agua de mar ha disminuido significativamente y ha provocado que se forme el fenómeno conocido como Acidificación Oceánica (AO), el cual altera la química de los carbonatos en el medio marino (Feely *et al.*, 2004). El aumento de las concentraciones de CO₂ en el agua de mar, acoplado a las variaciones de pH en la columna de agua, es mediado en gran parte por la actividad fotosintética de los productores primarios (Marbá *et al.*, 2006). Los productores primarios consumen el CO₂ disuelto en el agua de mar, desplazando el equilibrio químico del CID hacia la producción de bicarbonato y/o carbonatos, estos últimos, de vital importancia para organismos calcificadores. A diferencia de estos organismos marinos, que han sido afectados negativamente por el incremento de las concentraciones de CO₂ atmosférico, los productores primarios, como los pastos marinos, tienen la capacidad de aumentar su crecimiento y productividad en ambientes con elevadas concentraciones de CO₂ (Beer y Koch, 1996; Zimmerman *et al.*, 1997). La producción primaria de las macrófitas marinas (pastos marinos y macroalgas) representan solo el 5% de la producción oceánica, pero su biomasa equivale a dos tercios de la biomasa oceánica. El tiempo medio de renovación de esta biomasa es más lento en macrófitas que en fitoplancton, de tal manera que representan sumideros de carbono mucho más eficaces (Smith, 1981). Estudios recientes proponen que, además de la gran variedad de servicios ecológicos y económicos que ofrecen las praderas de pastos marinos en ecosistemas costeros, pueden mejorar la resiliencia de barreras de coral ante futuros escenarios de la AO (Unsworth *et al.*, 2012). En este contexto, los ecosistemas costeros dominados por pastos marinos juegan un rol importante en la dinámica del ciclo del carbono y en el destino del CO₂ antropogénico, pudiéndose considerar ecosistemas clave en el control de futuros escenarios de la AO y del calentamiento global (Smith, 1981; Duarte, 2010). No obstante, en la actualidad, sigue existiendo gran controversia sobre el papel de las zonas costeras como fuente o sumidero de carbono para su integración en el ciclo global del carbono, debido a la propia heterogeneidad que presentan (Borges, 2005; Borges *et al.*, 2005).

Bahía San Quintín, es una laguna costera del océano Pacífico localizada en la península de Baja California, sometida a periódicos eventos de surgencias y a la presencia de extensas praderas de pastos marinos (*Zostera marina*), que juega un papel importante en la regulación de los procesos biogeoquímicos. Distintos autores han reportado la caracterización de la alta productividad del sistema y el marcado comportamiento heterotrófico de la bahía (e.g., Ibarra-Obando *et al.*, 2007; Camacho-Ibar *et al.*, 2007; Zertuche-González *et al.*, 2009). Sin embargo, Ribas-Ribas *et al.* (2011), mencionan, que durante la época de surgencia, la bahía se comporta como un sistema autótrofo neto, pero con áreas en la misma bahía que fueron fuente y sumidero de carbono. Como sugieren estos autores, cabe esperar que *Zostera marina* esté implicada en el control de las concentraciones de bicarbonato en la columna de agua y, por tanto, en la fuerte variación del sistemas de CID que ocurre en el interior de la bahía. No obstante, esto se ha observado durante las épocas de mayor índice de surgencias, por lo que no se puede establecer que este comportamiento sea anual.

En este trabajo, se realizó una primera aproximación del comportamiento biogeoquímico del sistema de carbono en el agua de mar en interacción con praderas de pastos marinos, con el fin de determinar su

variabilidad estacional y los procesos que contribuyen a los cambios en la química del medio marino en épocas de surgencia intensas y en ausencia de las mismas.

Materiales y métodos

Zona de estudio

Bahía San Quintín (30° 30'N, 116° W) es una laguna hipersalina vinculada al Sistema de la Corriente de California (SCC) y los vientos de la región. BSQ cubre un área aproximada de 42 Km² y tiene una profundidad media de 2 m. Operativamente la bahía se divide en tres zonas (Figura 1): la Boca de la bahía, el brazo oeste o Bahía Falsa (BFa) y el brazo este o brazo San Quintín (bSQ). La *Boca de la bahía* es la única conexión del sistema con el océano abierto. A través de ella se realizan los principales procesos de intercambio de nutrientes, fitoplancton y carbono inorgánico disuelto que alimentan el interior de toda la bahía por efecto de las mareas (Millán-Núñez *et al.*, 1982). *Bahía falsa* tiene 5.6 Km de largo y se caracteriza por una elevada producción fitoplanctónica (12 mg C m⁻³ h⁻¹) (Camacho-Ibar *et al.*, 2003). En ella también se localizan granjas de ostión (*Crassostrea gigas*) e importantes floraciones estacionales de macroalgas (*Ulva spp.*) (Zertuche-González *et al.*, 2009). En el *brazo San Quintín*, con 11.5 Km de largo, se localizan las principales extensiones de praderas de fanerógamas marinas (*Zostera marina*), que crecen en abundancia en toda la bahía, cubriendo aproximadamente el 46% (22 km²) de la extensión superficial del área (Ward *et al.*, 2004). La laguna está ligada a eventos frecuentes de surgencias que varían en intensidad y estacionalidad en primavera y verano principalmente, con un máximo promedio en el índice de surgencias de ~200 m³ s⁻¹ (100m)⁻¹ (<http://www.pfeg.noaa.gov>). Con el fin de evaluar la variabilidad del sistema de carbonatos en el interior de la bahía, se estableció una red fija de 21 localidades a lo largo de BSQ (Figura 1).

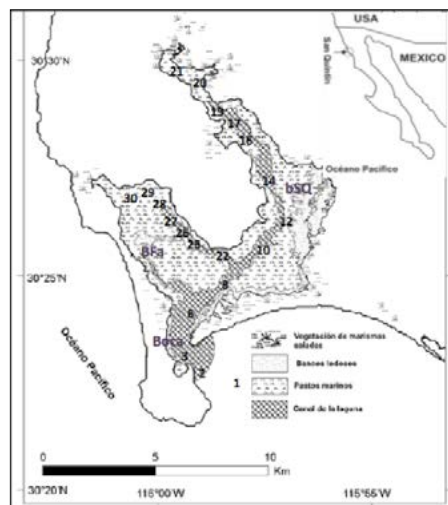


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo de BSQ, B.C. México (modificado de Ibarra-Obando *et al.* 2004).

Se colectaron muestras discretas de agua de mar en los meses de mayo y octubre de 2004, para determinar las características fisicoquímicas de la columna de agua y evaluar los parámetros del sistema del carbono inorgánico en cada una de las estaciones. El muestreo comprendió periodos de intensas surgencias y ausencia de las mismas para los meses de Mayo y Octubre, respectivamente. El

índice de surgencia se obtuvo de valores promedio por día para una localidad de la zona oceánica adyacente a BSQ (<http://upwell.pfeg.noaa.gov>). Para el análisis de los parámetros oceanográficos, se seleccionaron el valor máximo y mínimo de surgencias observado durante el periodo de muestreo de Mayo y Octubre, respectivamente, tomándose este último como la condición de no surgencia. La salinidad (S) se determinó por conductividad mediante un salinómetro (Autosal Guildline 8400B) con una precisión en la medida de 0.002, mientras que el carbono inorgánico disuelto (CID) se estimó por el método coulométrico descrito por Johnson *et al.* (1987), con una precisión en la medida de CID de $\pm 3 \mu\text{mol Kg}^{-1}$. La alcalinidad total (AT) se determinó mediante valoración potenciométrica por el método descrito por Dickson *et al.* (2003), con una precisión en la medida de AT de $\pm 2 \mu\text{mol Kg}^{-1}$. Como solución valorante se usó HCl 0.1 M en NaCl 0.7 M. Para el control de calidad de los datos de CID y AT se utilizaron cada 10 muestras, estándares de referencia certificados (CRM) proporcionados por el A. Dickson del Instituto Scripps-UCSD, San Diego. La solución valorante también fue calibrada contra CRM. Los datos de titulación fueron tratados según la técnica propuesta por Dickson *et al.* (2003). Los datos de CID y AT se normalizaron por salinidad para eliminar las posibles variaciones debidas a los cambios de salinidad, por lo que posibles cambios de NCID y NAT se pueden atribuir a procesos biológicos (Millero, 1996). Para ello se utilizó el promedio de los valores de salinidad para cada período de muestreo correspondientes a la Boca, siendo para época de surgencias intensas y no surgencias, 33.47 y 34.05, respectivamente.

El pH y la Presión Parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$), se calcularon a partir del programa de computo CO_2sys desarrollado por Lewis y Wallace (1998), usando las constantes propuestas por Mehrbach *et al.* (1973). La precisión en los valores calculados de pH y $p\text{CO}_2$ a partir del par CID-AT se estiman de ± 0.0062 y $\pm 5.7 \mu\text{atm}$, respectivamente (Millero, 1995). Los nutrientes inorgánicos se determinaron espectrofotométricamente siguiendo el protocolo estándar de análisis de muestras de agua de mar descrito por Strickland y Parsons (1972) en un Skalar SANplus de flujo segmentado. El contenido de Carbono Orgánico Disuelto (COD) en las muestras de agua de mar se midió con un analizador de carbono orgánico Shimadzu TOC-5000, bajo el principio de oxidación catalítica de alta temperatura.

Resultados y discusión

Durante los meses de Mayo y Octubre, los eventos de intensificación y relajación de las surgencias oscilaron entre valores de máxima y mínima intensidad para el periodo de muestreo con $\sim 180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (100 m) $^{-1}$ y $\sim 10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (100 m) $^{-1}$, respectivamente (Figura 2). La T y S aumentaron desde la boca de la bahía hacia la cabeza de los brazos para ambos periodos, observándose condiciones más cálidas en el periodo de mínimo de surgencias, con incrementos de hasta $7 \text{ }^\circ\text{C}$ y más de tres unidades de salinidad para la parte más interna del bSQ (Figura 3, A y B). Este incremento de la salinidad en ambos brazos responde al efecto de la evaporación y al tiempo de residencia de las masas de agua en el interior de la bahía de ~ 13 días y ~ 26 días, para verano e invierno, respectivamente (Camacho-Ibar *et al.*, 2003).

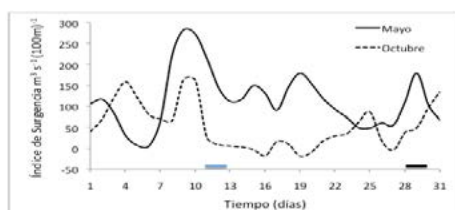


Figura 2. Variación del Índice de Surgencia para una localidad de la zona oceánica adyacente a BSQ en Mayo y Octubre de 2004. Las barras inferiores indican el periodo de muestreo analizado para Mayo (negro) y Octubre (azul).

El patrón de variación de los parámetros físico-químicos para las tres regiones de BSQ durante los periodos de muestreo, muestran claras diferencias entre la Boca, BFa y el bSQ (Figura 3). La distribución de estas variables a lo largo de la bahía no sólo van a depender de las condiciones de surgencias y el intercambio de masas de agua, sino también de la magnitud de los procesos biológicos que ocurren en ella, como ya ha sido reportado para las zonas internas de BSQ (Hernández-Ayón *et al.*, 2007). Las variaciones máximas se observaron para Mayo, donde los valores más altos de CID ($> 2100 \mu\text{mol Kg}^{-1}$), $p\text{CO}_2$ ($> 600 \mu\text{atm}$) y NO_3^- ($> 12 \mu\text{M}$), coincidieron con los valores más bajos de T reportados (13°C), indicativos de la presencia de masas de agua subsuperficiales sobresaturadas de CO_2 en la boca de la bahía. Durante el periodo de muestreo, los valores disminuyeron hacia la parte más interna de los brazos, con descensos de CID y $p\text{CO}_2$ de $\sim 300 \mu\text{mol Kg}^{-1}$ y $\sim 400 \mu\text{atm}$ y con un consumo total de nitratos hacia la cabeza del bSQ. Para esta región de la bahía, donde se ha observado que los mantos de *Z. marina* dominan más del 50% de la zona intermareal y submareal de la bahía (Ward *et al.*, 2004), la respuesta de estos productores a las condiciones oceanográficas presentes van a estar estrechamente relacionadas con las variaciones en el sistema de carbonatos en el interior de la bahía. Por lo tanto, el bSQ va a presentar un escenario contrastante con el resto de la bahía para el estudio de la conducta de pastos marinos a las condiciones ambientales a las que se encuentran sometidas, con tiempos de residencia de ~ 16 días que permiten la modificación de las propiedades químicas de las masas de agua.

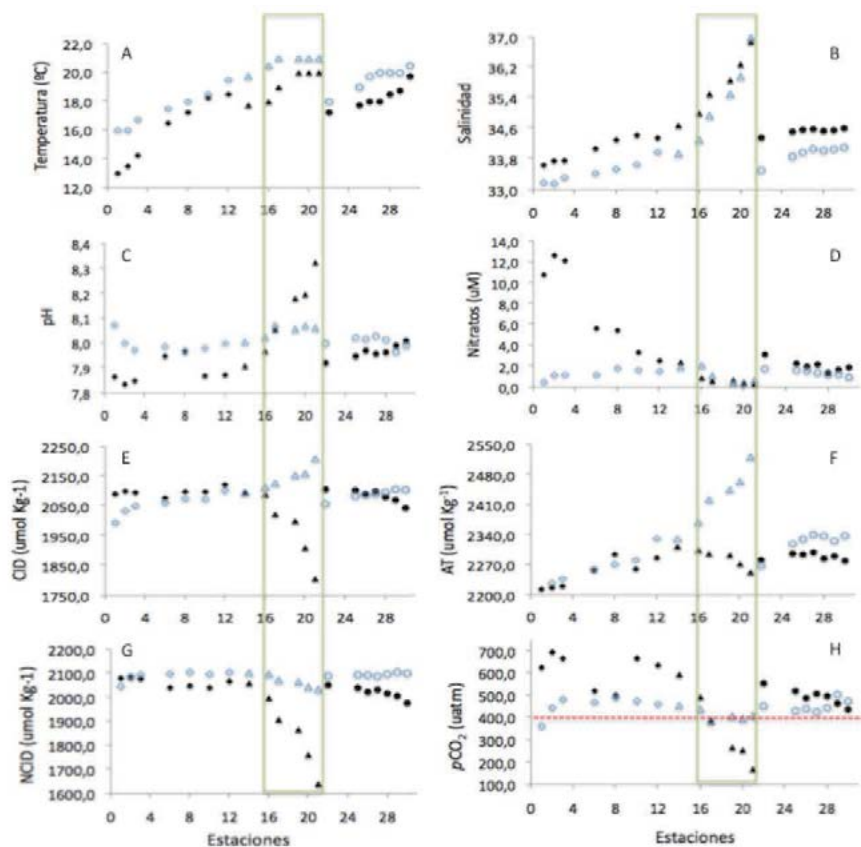


Figura 3. Comparación de los muestreos realizados en condiciones contrastantes de surgencias (\blacklozenge Boca, \blacktriangle bSQ y \bullet BFa) y no surgencias (\blacklozenge Boca, \blacktriangle bSQ y \bullet BFa) para los periodos de Mayo y Octubre, respectivamente. Se presenta la distribución superficial de los parámetros del sistema de carbonatos (CID, AT, pH, $p\text{CO}_2$), NCID, NO_3 , Salinidad y T^a , para las tres regiones de BSQ.

En épocas de surgencia, los valores mínimos de CID ($\sim 1800 \mu\text{mol Kg}^{-1}$), $p\text{CO}_2$ ($\sim 170 \mu\text{atm}$) y NO_3^- ($\sim 0.3 \mu\text{M}$) observados en el bSQ, manifiestan la remoción y absorción de carbono del aire al agua dirigido por fuertes procesos de producción primaria, con agotamiento de nutrientes e incremento en el pH (~ 8.3) del agua de mar. Teniendo en cuenta que los niveles de CO_2 atmosféricos actuales alcanzan valores de 400 ppm (Showstack, 2013), los mantos de pastos marinos estarían actuando como un importante sumidero de carbono en la zona bajo estas condiciones (Figura 3H).

La alternancia de estos eventos de surgencias intensas con periodos de relajación, propicia la acumulación y limpieza del detritus generado en las praderas de pastos, dominando fuertes procesos de remineralización bentónica y exportación de materia orgánica dentro del sistema, donde *Z. marina* contribuye en más del 80% del metabolismo bentónico (Ibarra-Obando *et al.*, 2004). Esta conducta se puede observar para el periodo de Octubre, donde las concentraciones de nitratos incrementan dentro de la bahía y descienden de nuevo en la parte más interna del bSQ, siendo la repuesta de los pastos marinos de menor magnitud que en épocas de surgencias intensas (Figura 3G). Este comportamiento sugiere que la escasez de nutrientes en la bahía durante eventos de relajación de las surgencias puede afectar de forma significativa al metabolismo de los pastos marinos, que disminuyen considerablemente los procesos fotosintéticos en la parte interna del bSQ. Sin embargo, esta dependencia de los nutrientes ligada al consumo de CID por producción fotosintética solo se refleja en las variaciones de nitratos y amonio, mientras que los fosfatos no se consideran limitantes, ya que estos permanecieron constantes bajo ambas condiciones de surgencias (Figura 4C). Distintos autores han mencionado que BSQ actúa como fuente neta de fósforo inorgánico disuelto que se produce en el interior de la bahía por la remineralización de materia orgánica importada por las surgencias (Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Hernández-Ayón *et al.*, 2004), lo que explicaría dicha conducta. La tendencia en los datos de nitrato y amonio frente a CID en condiciones de no surgencia, muestra cómo ambas especies de nitrógeno pueden llegar a ser limitantes en la región donde se concentran los pastos marinos (Figura 4, A y B). Siendo el amonio una fuente de nitrógeno más importante para *Z. marina* que el nitrato en periodos de crecimiento (Hemminga *et al.*, 1994), el papel de las surgencias como importadores de materia orgánica lábil para su posterior remineralización en el interior de la bahía, es clave para mantener la productividad de las praderas de pastos y la disponibilidad de nitrógeno en el sistema.

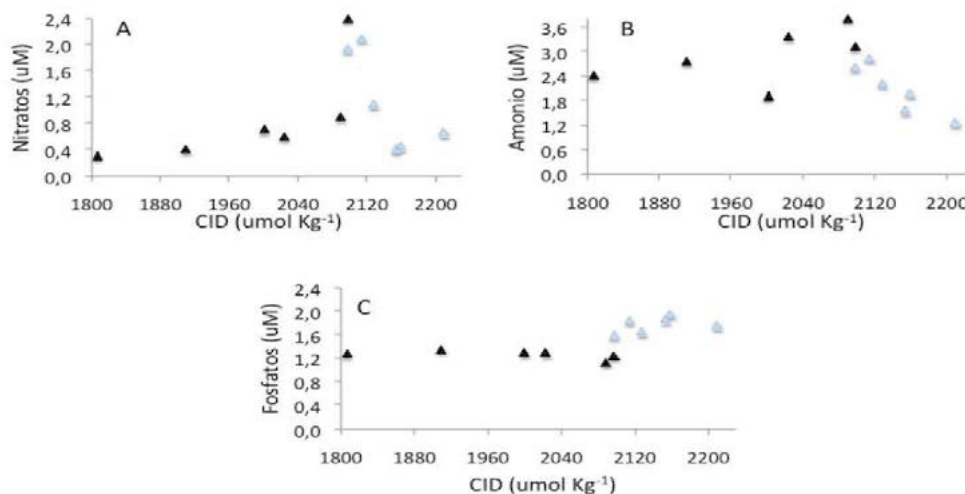


Figura 4. Variaciones de nitratos (A), amonio (B) y fosfatos (C) frente a CID, en condiciones de Surgencias (▲) y No surgencias (●) para las estaciones de muestreo localizadas en el bSQ.

Un estudio reciente sobre el efecto del enriquecimiento de CO₂ en la producción y crecimiento del pasto marino *Zostera noltii*, así como su efecto en el metabolismo del nitrógeno en experimentos de laboratorio, proponen que el efecto global del CO₂ en pastos marinos y su respuesta fisiológica va a depender específicamente de la disponibilidad de nitrógeno de cada sistema, llegando a ser el factor limitante bajo escenarios futuros de incremento de CO₂. Además señalan que bajo condiciones de elevadas concentraciones de CO₂ y limitación de nitrógeno, es posible que el carbono adicional fijado por altas tasas de fotosíntesis, quede almacenado hasta la nueva disponibilidad de nitrógeno o sea exudado al medio en forma de Carbono Orgánico Disuelto (COD) (Alexandre *et al.*, 2012). Cabello *et al.* (2004) estudia la caracterización biogeoquímica de *Z. marina* para BSQ, resaltando los altos niveles de carbohidratos solubles presentes en esta especie y su dependencia de las condiciones ambientales a las que se encuentren sometidas. Asimismo, Camalich (2006) concluyó en base a experimentos de laboratorio con pastos, que la exudación foliar de COD en *Z. marina* aumenta con la disponibilidad de nitrógeno inorgánico disuelto, siendo los flujos bentónicos de los pastos marinos los que contribuyen en mayor medida a la acumulación de COD en el interior de BSQ.

De acuerdo con Aveytua-Alcázar (2002), para BSQ a lo largo de todo el año la intensidad de los procesos que consumen COD en la columna de agua es superada por la intensidad de los procesos de generación de COD, siendo los pastos marinos una de las fuentes más importantes de este COD. Ésta conducta se observa en los datos, no existiendo variaciones significativas entre ambas condiciones de surgencia en la distribución de COD para BSQ y aumentando hacia la parte más interna de los brazos.

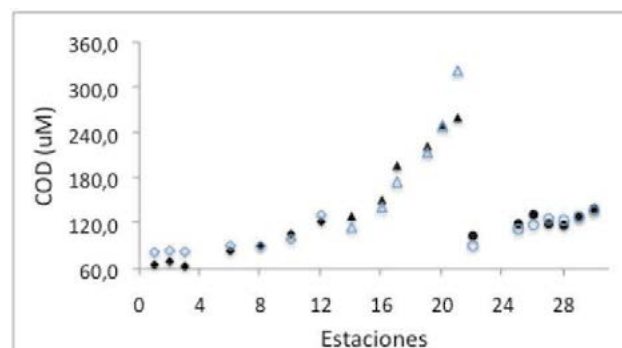


Figura 5. Distribución superficial de COD bajo condiciones de Surgencias (◆Boca, ▲bSQ y ●BFa) y No surgencias (◆Boca, ▲bSQ y ●BFa) para las tres regiones de BSQ.

Por tanto, en épocas de surgencias donde la bahía es fertilizada por la entrada de nitrógeno nuevo, la exudación foliar de COD por pastos puede contribuir de forma significativa al aumento de las concentraciones en el medio (Figura 5). Por otro lado, considerando que los máximos de biomasa de *Z. marina* se han descrito para Septiembre-Octubre (Aveytua-Alcázar *et al.*, 2008), es de esperar altas contribuciones de COD por pastos marinos para el periodo de no surgencia. Esto sugiere que el ciclo de vida de *Z. marina* va a contribuir de forma significativa a la variación de los procesos en la parte interna de la bahía. Es decir, que los pastos pueden controlar las variaciones en el sistema del carbono, pero su respuesta biológica dependerá del flujo de nutrientes inorgánicos.

Bibliografía

- Alexandre A., J. Silva, P. Buapet, M. Bjork, R. Santos. 2012. Effects of CO₂ enrichment on photosynthesis, growth, and nitrogen metabolism of the seagrass *Zostera noltii*. *Ecology and Evolution* 10:2620-2630.
- Alvarez-Borrego S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. En: Hernández-de la Torre B., G. Gaxiola-Castro (eds). *Carbono en ecosistemas marinos de México*. INE, SEMARNAT, CICESE, México. pp. 11-28.

- Aveytua-Alcázar L. 2002. Carbono orgánico disuelto en Bahía San Quintín, Baja California, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas. UABC. Ensenada, B. C., México.
- Aveytua-Alcázar L., V. F. Camacho-Ibar, A. J. Souza, J. I. Allen, R. Torres R. 2008. Modelling *Zostera marina* and *Ulva* spp. in a coastal lagoon. *Ecological Modelling* 218:354–366.
- Beer S., E. Koch. 1996. Photosynthesis of marine macroalgae and seagrasses in globally changing CO₂ environments. *Marine Ecology Progress Series* 141:199–204.
- Borges A. V. 2005. Do we have enough pieces of the jigsaw to integrate CO₂ fluxes in the coastal ocean? *Estuaries* 28:3-27.
- Borges A. V., B. Delille, M. Frankignoulle. 2005. Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: Diversity of ecosystem counts. *Geophysical Research Letters* 32:L14601.
- Cabello-Pasini A. R., R. Muñiz-Salazar, D. Ward. 2004. Caracterización bioquímica del pasto *Zostera marina* en el límite sur de su distribución en el Pacífico Norte. *Ciencias Marinas* 30:21-34.
- Camacho-Ibar V. F., J. D. Carriquiry, V. Smith S. V. 2003. Non-conservative P and N Fluxes and Net Ecosystem Production in San Quintín Bay, México. *Estuaries* 26:1220-1237.
- Camacho-Ibar V. F., J. M. Hernández-Ayón, E. 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. En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola-Castro. (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigaciones Científicas y de Educación de Ensenada. pp. 355-370.
- Camalich-Carpizo J. M. 2006. Contribución de los pastos marinos a la concentración de carbono orgánico disuelto en Bahía de San Quintín (Baja California, México): aldosas como biomarcadores Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas. UABC. Ensenada, B. C., México.
- Dickson A. G., J. D. Afghan, G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO₂ analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80:185-197.
- Duarte C. M. N. Marbà, E. Gacia, J. W. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón, E. T. Apostolaki. 2010. Seagrass community metabolism: assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles* 24:GB4032.
- Feely R. A., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry, F. J. Millero. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science* 305:362–366.
- Hemminga M. A., B. P. Koutstaal, J. van Soelen, A. G. A. Merks. 1994. The nitrogen supply to intertidal eelgrass (*Zostera marina*). *Marine Biology* 118:223-227.
- Hernández-Ayón J. M., M. S. Galindo-Bect, V. F. Camacho-Ibar, Z. García-Esquivel, M. A. González-Gómez, F. Ley-Lou, F. 2004. Nutrient dynamics in the west arm of San Quintín Bay, Baja California, Mexico, during and after El Niño 1997/1998. *Ciencias Marinas* 30:119-132.
- Hernández-Ayón J. M., V. F. Camacho-Ibar, A. Mejía-Trejo, A. Cabello-Pasini. 2007. Variabilidad del CO₂ total durante eventos de surgencia en bahía de San Quintín, Baja California, México. En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola-Castro. (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigaciones Científicas y de Educación de Ensenada. pp. 187-200.
- Ibarra-Obando S. E., S. V. Smith, M. Poumian-Tapia, V. Camacho-Ibar, J. D. Carriquiry, M. Montes-Hugo. 2004. Benthic metabolism in San Quintín Bay, Baja California, México. *Marine Ecology Progress Series* 283:99–112.
- Ibarra-Obando S. E., E. Solana-Arellano, M. Poumian-Tapia. 2007. El papel de *Zostera marina* en el ciclo del carbono en Bahía San Quintín, Baja California. En: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola-Castro. (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigaciones Científicas y de Educación de Ensenada. pp. 202- 213.
- IPCC. 2007. Climate change 2007 synthesis report. Cambridge Univ. Press, New York.
- Johnson K. M., J. M. Sieburth, P. J. Williams, L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program developed for CO₂ system calculation. ORNL/CDIAC-105, Carbon dioxide information analysis center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Marbà N., M. Holmer, E. Gacia, C. Barrón. 2006. Seagrass Beds and Coastal Biogeochemistry. In: A.W.D. Larkum. R. J. Orth, C. Duarte. (eds). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer-Verlag. The Netherlands. pp. 135-157.
- 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.
- Millan-Núñez R., S. Alvarez-Borrego, D. M. Nelson. 1982. Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 15:317-335.



- Millero F. J. 1995. Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 59:661-677.
- Millero F. J. 1996. *Chemical Oceanography*. CRC Press. Boca Raton, Florida. 469 pp.
- Ribas-Ribas M., J. M. Hernández-Ayón, V. F. Camacho-Ibar, A. Cabello-Pasini, A. Mejia-Trejo, R. Durazo-Arvizu, S. Galindo-Bect, A. J. Souza, J. M. Forja, A. Siqueiros-Valencia. 2011. Effects of upwelling, tides and biological processes on the inorganic carbon system of a coastal lagoon in Baja California. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 95:367-376.
- Showstack, R. 2013. Carbon dioxide tops 400 ppm at Mauna Loa, Hawaii. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 94: 192.
- Smith S. V. 1981. Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science* 211:838-840.
- Strickland J. D. H., T. R. Parsons, 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, 2nd edition. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Canada.
- Unsworth R. K. F., C. J. Collier, G. M. Henderson, L. J. McKenzie. 2012. Tropical seagrass Meadows modify seawater carbon chemistry: implications for coral reefs impacted by ocean acidification. *Environmental Research Letters* 7: 024026.
- Ward D. H., T. L. Tibbitts, A. Morton, E. Carrera-González, R. Kempka. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 30:47-60.
- Zertuche-González J. A., V. F. Camacho-Ibar, I. Pacheco-Ruíz, A. Cabello-Pasini, L. A. Galindo-Bect, J. M. Guzmán-Calderón, V. Macias-Carranza, J. Espinoza-Avalos. 2009. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *Journal of Applied Phycology* 21:729-736.
- Zimmerman R. C., D. G. Kohrs, D. L. Steller, R. S. Alberte. 1997. Impacts of CO₂ enrichment on productivity and light requirements of eelgrass. *Plant Physiology* 115:599-607.

2.24 Variación temporal de pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima

Sámamo-Rodríguez Clara A.¹ y Sosa-Avalos Ramón¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Km. 20 carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Manzanillo, México, C.P. 28860. Autor para correspondencia: clara.samano@gmail.com

Resumen

Con la finalidad de aportar conocimiento acerca de la variación temporal del CID y el pH en zonas costeras, se midieron y estimaron estas dos variables del sistema del CO₂ en las bahías de Manzanillo, Colima durante el periodo diciembre 2010 a diciembre 2011. Se realizaron un total de 13 muestreos mensuales en siete estaciones situadas en las bahías para obtener muestras de pH de cinco profundidades (superficie, 10, 25, 40 y 50 m) y datos de temperatura y salinidad por medio de lances de CTD. El pH fue medido a 25 °C, mientras que el CID se estimó por medio del programa CO₂SYS utilizando datos de pH y AT. Los resultados mostraron diferencias significativas en los meses de verano donde se registraron las concentraciones más bajas de CID (1800 y 2093 μmol kg⁻¹) y también los valores más altos de pH (entre 7.83 y 8.23) en toda la columna de agua asociados a las temperaturas más altas y las salinidades más bajas de todo el periodo de estudio (20.71 y 30.25 °C, 33.06 y 34.54, respectivamente). En contraste, en los meses con temperatura más baja y salinidades altas se encontraron altas concentraciones de CID y pH bajos (< 2259 μmol kg⁻¹ y > 7.41). Lo anterior sugiere que la variación temporal del pH y CID se encuentran en función a los cambios estacionales en la dinámica de mesoescala que rigen las variaciones de temperatura y salinidad.

Palabras clave: variación temporal, pH, CID, bahía subtropical.

Abstract

In order to provide knowledge about the variability of CO₂ system in coastal zones, CID and pH were measured and estimated during December 2010 to December 2011 in Manzanillo bays. Seven stations were established. In every station profiles of temperature and salinity were taken with CTD casts. Samples of pH were obtained from five depths (surface, 10, 25, 40 and 50 m). In laboratory, pH was measured to 25 °C, while CID was estimated using CO₂Sys.xls program with TA and pH data. Statistical analysis showed significant differences during summer; where concentration of CID (1800 and 2093 μmol kg⁻¹) was low and pH high (between 7.83 and 8.23) through water column associated with high temperatures and low salinity (20.71 and 30.25 °C, 33.06 and 34.54, respectively). Conversely, months with lower temperature and more salinity, registered higher concentrations of CID and low pH (< 2259 μmol kg⁻¹ and > 7.41). These suggest temporal variation of CID and pH depends of seasonal changes in mesoscale dynamics that control temperature and salinity.

Introducción

El incremento del CO₂ en la atmósfera derivado de emisiones antropogénicas ha ocasionado la absorción de cerca de una tercera parte de estas emisiones por el océano. Lo que ha generado la disminución del pH (Feely *et al.*, 2008), alterando los ciclos biogeoquímicos que rigen la distribución y abundancia de los organismos a lo largo de la columna de agua ya que tiene diversos efectos en procesos fisiológicos, como la reducción de la actividad enzimática, el transporte de iones, síntesis de proteínas la calcificación y la fotosíntesis (Gattuso y Hansson, 2011). Además, la disminución del pH

puede modificar la especiación química, destino y comportamiento de metales y algunos nutrientes presentes en el agua de mar (Millero *et al.*, 2009). Por lo que el impacto del incremento del CO₂ y la consecuente disminución de pH puede impactar a nivel de especie y/o comunidad implicando grandes consecuencias a nivel ecológico.

Debido al impacto ambiental generado al disolverse el CO₂ en el océano y sus potenciales consecuencias se ha incrementado el interés de los investigadores por conocer más acerca de su variación temporal de las variables del sistema del CO₂ en el océano, sobre todo en zonas costeras donde la información sobre el sistema del CO₂ es escasa y las interacciones entre procesos terrestres, atmosféricos y oceánicos son mayores. En el Pacífico Central Mexicano se han realizado pocos estudios de esta índole sobre la plataforma continental, sin embargo ninguno ha considerado la zona costera próxima al continente, por lo que este trabajo tiene la finalidad de aportar conocimiento acerca de la variación temporal del CID y el pH en zonas costeras.

Materiales y métodos

Se realizaron trece muestreos mensuales de diciembre del 2010 a diciembre del 2011 en siete estaciones establecidas en las inmediaciones de las bahías de Manzanillo, Colima (Figura 1). En cada estación se realizaron lances de CTD Seabird 19 Plus para obtener el comportamiento vertical de la temperatura y salinidad. Se colectaron muestras de agua de mar a cinco profundidades (superficie, 10, 25, 40 y 50 m) por medio de botellas Niskin de las cuales se extrajeron alícuotas de 60 ml en jeringas de plástico. Las muestras fueron transportadas en frío hasta el laboratorio. El pH se midió a 25 °C con un potenciómetro Orion modelo 3 Star utilizando un termocirculador para mantener la temperatura de la muestra en (25 °C). Una vez obtenidos los valores en escala NBS, los datos fueron transformados a escala de pH de agua de mar (H_{AM}) de acuerdo a los valores obtenidos por Juárez-Colunga (2010) (pH medido - 0.13). La AT fue calculada por medio de la relación salinidad/AT generada de datos obtenidos por Franco-Novela (2012) en la región de la plataforma continental adyacente a las bahías de Manzanillo, Colima. Los resultados fueron probados con datos de AT del WOCE (World Ocean Circulation Experiment) generados en la línea P18 (1994) y P04 (1989) para conocer el margen de error de los datos estimados con esta relación, el cual fue de $\pm 4 \mu\text{mol kg}^{-1}$. El CID fue estimado por medio del programa CO₂Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998) utilizando constantes de equilibrio del sistema CO₂ propuestas por (Mehrbach *et al.*, 1973) y datos de pH, AT, temperatura, salinidad y nutrientes (SiO₂ y PO₄).

Se realizaron pruebas de distribución normal y homogeneidad de varianzas a los datos, en ambas pruebas se rechazó la hipótesis nula por lo cual se prosiguió a aplicar la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis (K-W) ANDEVA de una vía para ver la variación temporal de los datos (Zar, 1999). Para conocer los meses que presentaron diferencias significativas en cada parámetro medido, se realizaron pruebas a posteriori no paramétricas. Además, para conocer si existe variación espacial se realizó análisis factorial con dos factores donde el factor A, representa las estaciones de muestreo y el factor B las profundidades, con una significancia del 5%. Posteriormente, se aplicó un Análisis de correlación de Spearman (ACS) con 5% de significancia, para conocer la relación entre los parámetros y cuales contribuyen más a la variación temporal de los parámetros del sistema de carbonatos en el área de estudio.

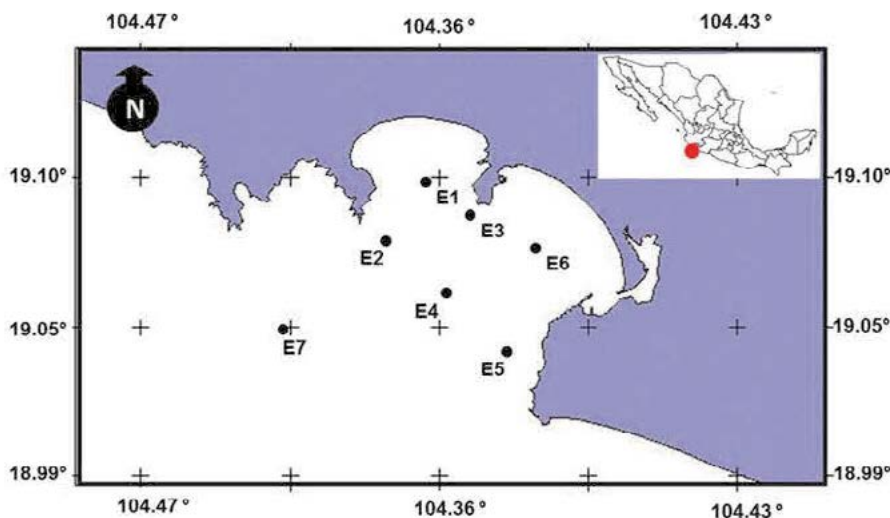


Figura 8. Localización de las estaciones de muestreo (E1-E7) en las bahías de Manzanillo, Colima.

Resultados

El análisis estadístico aplicado mostró que existe variación temporal de todos los parámetros y variables siendo diferentes los meses de verano con el resto de los meses ($P < 0.05$). Respecto a la variación espacial, los datos son estadísticamente diferentes a través de la columna de agua ($P < 0.05$) y no presentan diferencias significativas entre estaciones por lo que se promediaron.

La variación temporal de la temperatura y la salinidad mostró una relación inversa y se dividió en dos periodos, uno que abarcó de mayo a septiembre (época cálida) donde se reportaron altas temperaturas asociadas a baja salinidad (el promedio superficial varió entre 28.27 y 30.25 °C y 33.06 a 33.36, respectivamente) además de observarse una columna de agua homogénea por encima de la isoterma de 26.5 °C. El segundo periodo (época fría) fueron los meses de diciembre 2010 a abril y de octubre a diciembre del 2011 que se caracterizó por tener temperaturas relativamente frías y altas salinidades con un promedio superficial que varió entre 23.37 y 29.18 °C y 34.04 y 34.68, respectivamente (Figura 2). Durante todo el periodo de estudio ambos parámetros describieron un perfil típico, temperaturas altas en superficie que disminuyen con la profundidad y de manera inversa, salinidades bajas en superficie que se incrementaron hacia zonas más profundas.

El CID tuvo relación inversa con el pH y su variación se relacionó de manera directa con la salinidad ($P < 0.05$) (Figura 3), por lo que la variación del CID y el pH también siguió el mismo patrón que las variables físicas dividiéndose en dos grupos de datos. El periodo cálido con bajas salinidades se asoció a valores de pH entre 7.80 y ~8.20, y valores de CID entre 1900 y 2000 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, en toda la columna de agua. El resto de los meses tuvo variación más amplia de pH (entre ~7.5 y < 8.16) y CID (~1900 y 2254 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) siendo aún más grandes en noviembre y diciembre del 2011 (de 7.23 a 8.36 y entre 1736 y 2319 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, respectivamente). El gradiente más grande entre superficie y fondo se presentó en octubre donde el pH varió entre 8.05 en superficie a valores menores a 7.46 a 50 m, mientras que la concentración de CID osciló entre ~1850 a > 2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (Figuras 3A y B). Cabe destacar que durante la temporada fría la isolínea de pH de 7.9 coincidió con la de 2050 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ de CID y de 26.5 °C. Los valores de CID más altos y bajos pH durante el periodo frío (diciembre del 2010, abril y octubre) se encontraron asociados al levantamiento de las isotermas y a condiciones que indican la entrada de agua subsuperficial rica en material remineralizado con bajas concentraciones de

oxígeno y altos valores de nutrientes y clor-a $\sim 2 \text{ mg m}^{-3}$ cerca de la superficie con máximos de $\sim 5 \text{ mg m}^{-3}$ en enero (no se presentan estos resultados).

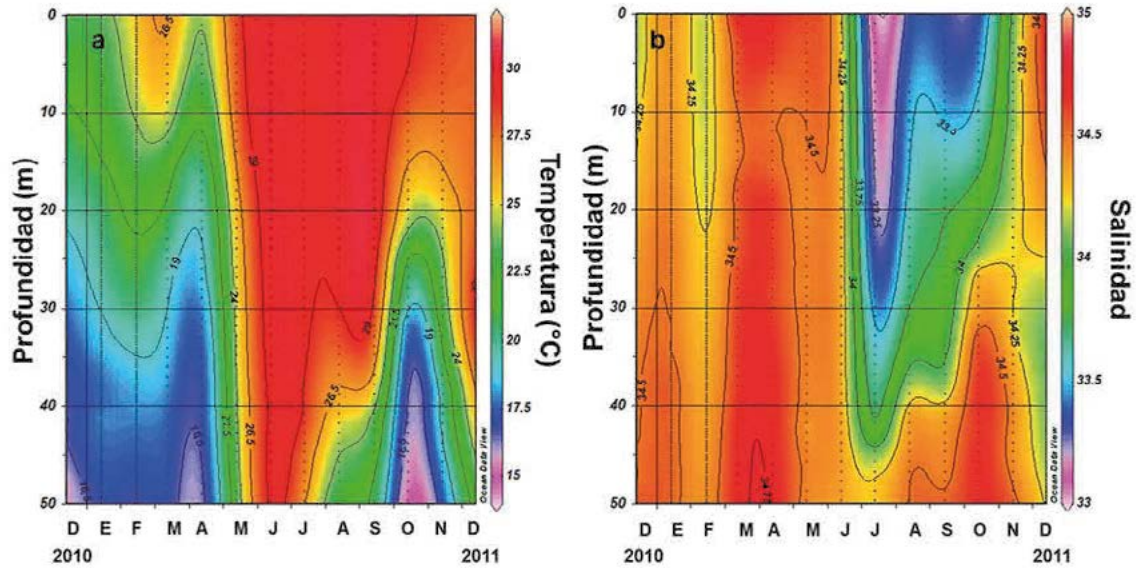


Figura 9. (a) Variación temporal y vertical de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y (b) salinidad en las bahías de Manzanillo, Colima de diciembre del 2010 a diciembre del 2011. Los datos representan el promedio de siete estaciones, muestreadas mensualmente a cinco profundidades (superficie, 10, 25, 40 y 50 m).

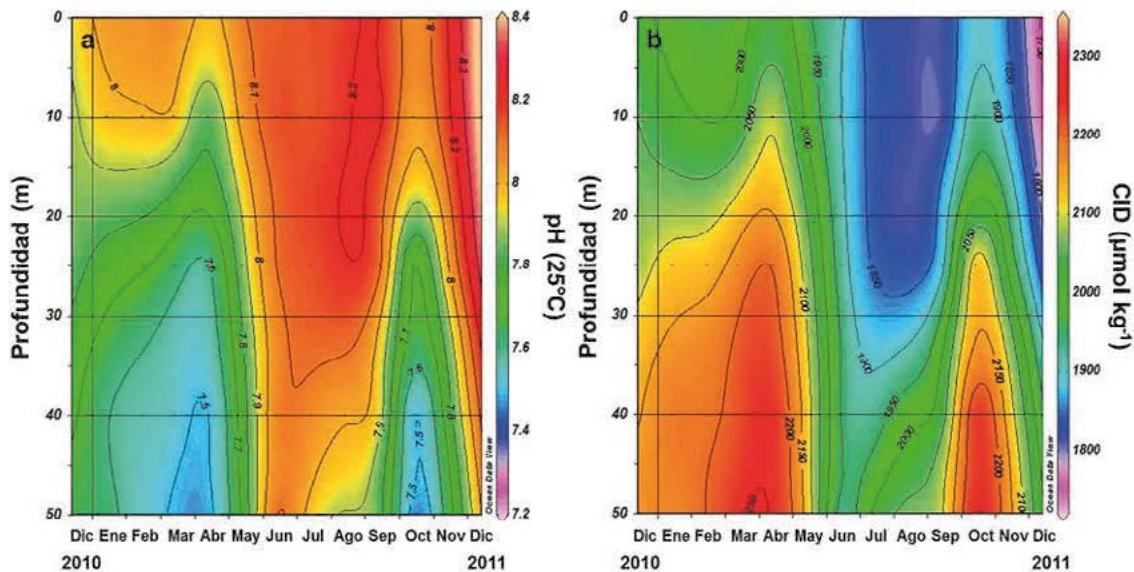


Figura 10. (a) Variación temporal y vertical de pH (25°C) y (b) carbono inorgánico disuelto (CID) en las bahías de Manzanillo, Colima de diciembre del 2010 a diciembre del 2011. Los datos representan el promedio de siete estaciones, muestreadas mensualmente a cinco profundidades (superficie, 10, 25, 40 y 50 m).

Discusión

La separación de las variables físicas y químicas (DIC y pH) en dos periodos (uno relativamente “cálido” y otro relativamente “frío”) durante este estudio se debe en gran medida al patrón de circulación que de acuerdo con algunos autores (Zamudio, 2001 citado por Salas *et al.*, 2006) se encuentra dominado por la influencia de la Corriente de California (CC) de febrero a abril (reportada hasta $\sim 15^\circ\text{N}$). Mientras que de junio a octubre (verano- inicios de otoño) se incrementa el flujo de la Corriente Costera Mexicana (CCM) transportando agua de origen tropical (mayor influencia del Agua Tropical Superficial (ATS)) donde la precipitación excede la evaporación (Fiedler y Talley, 2006; Kessler, 2006). Sumado a esto se encuentra la variación estacional de fenómenos locales como: pequeñas surgencias (invierno y primavera), precipitación (verano), evaporación, incidencia solar, intercambios de calor con la atmósfera (Filonov *et al.*, 2000) y mezcla por viento que puede modificar la concentración del CID a través de la columna de agua (Sarmiento y Gruber, 2006; Williams y Follows, 2011).

De la misma forma que la temperatura y salinidad las variaciones en CID y pH se deben principalmente a las propiedades del agua presente en la región, por lo que la presencia de agua menos salina favorecieron valores bajos de CID y valores altos de pH de junio a septiembre siendo consistente con lo descrito por Franco-Novela (2012) en la zona del Pacífico Tropical Mexicano durante el verano del 2010 en presencia del ATS. Debido a que no se observaron altos valores de biomasa ($< 1 \text{ mg m}^{-3}$) que indiquen que el incremento del pH fue generado por consumo del CID durante la época cálida se infiere que el consumo previo de CID al final de la temporada de surgencias y la alta estratificación térmica que limita el flujo de material remineralizado hacia la capa superficial contribuyeron al aumento del pH, tal como observó Juárez-Colunga (2010) frente a las costas de la Península de Baja California.

Las altas concentraciones de CID y los valores bajos pH durante la temporada fría estuvo ligada a la presencia de agua más salina en región. Los valores más altos de CID en diciembre del 2010 y abril asociadas a bajos valores de temperatura, oxígeno y alta biomasa cerca de superficie evidencian posibles eventos de surgencias costeras ya que de acuerdo a Bulgakov y Martínez-Zatarain (2007) su formación en la región se ve favorecida por la influencia de los vientos del N-O durante invierno y primavera. Por otro lado, las altas concentraciones de CID en octubre asociadas al levantamiento de las isóneas y seguido de un incremento en la biomasa pudo ser generado por el huracán Jova en su paso por la zona de estudio, ya que la dinámica de este tipo de eventos puede transportar agua subsuperficial rica en nutrientes inorgánicos y CID (Williams y Follows, 2011) que posteriormente disminuye al ser consumido por el fitoplancton en la parte superficial como han descrito algunos autores en la península de Baja California y el Mar de China (Fuentes-Yaco *et al.*, 2005; Fuentes Yaco *et al.*, 2007; Nemoto *et al.*, 2009).

Conclusiones

La variación temporal del pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima se encuentran asociados principalmente a los cambios estacionales y a la dinámica de mesoescala que rigen las variaciones de temperatura y salinidad. El periodo frío se caracterizó por presentar altas concentraciones de CID debido a la influencia de agua más salina (mayor presencia de ASE en la región) que se reflejó en pH bajos. En esta época el sistema presentó mayor variabilidad a través de la columna debido a la entrada de agua rica en CID y la formación de biomasa en la capa superficial. Mientras que la época cálida se caracterizó por presentar concentraciones más bajas de CID y pH altos debido al dominio de la CCM que transporta agua con menor salinidad (ATS) y a los aportes por lluvias. En este periodo el CID y el



pH tuvieron menor variación por arriba de la pycnoclina debido a la fuerte estratificación térmica y la escasa abundancia de organismos fotosintetizadores.

Bibliografía

- Bulgakov N., A. Martínez-Zatarain. 2007. Surgencia y vientos favorables en la costa oriental del Pacífico mexicano. En Quiroz, M. D. C. J., E. E. Barr (eds). Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán. Manzanillo, Colima. SAGARPA. Instituto Nacional de la Pesca.
- Feely R.A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Lanson, B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. *Science* 320:1490-1492.
- Fiedler P. C., L. D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress In Oceanography* 69:143-180.
- Filonov A. E., I. E. Tereshchenko, C. O. Monzón, M. E. González-Ruelas, E. Godínez-Domínguez. 2000. Variabilidad estacional de los campos de temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas* 26:303-321.
- Franco-Novela A. C. 2012. Flujo de carbono y subsaturación de carbonato en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Tropical Mexicano. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.
- Fuentes-Yaco E., T. Devred, S. Platt, S. Sathyendranath. 2005. Principes physiques et interprétation de la luminance spectrale visible (la couleur de l'océan): applications aux données satellitaires. *La physique au Canada*: 215-225.
- Fuentes Yaco C., E. Valdez Holguín, T. Devred, T. Platt, S. Sathyendranath, J. Halfar, L. Godínez Orta, J.M. Borges 2007. Teledetección del impacto del huracán Ignacio (2003) en el Pacífico tropical oriental. En: Torre B. H. D., G. G. Gaxiola (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. México. SEMARNAT, INE, CICESE. 508 pp.
- Gattuso J. P., L. Hansson. 2011. Ocean acidification: background and history. In: Gattuso J. P., L. Hansson (eds). *Ocean Acidification*. Oxford University Press, Oxford. pp. 326.
- Juárez-Colunga M. C. 2010. Variación espacial y temporal del pH frente a las costas de Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias en Oceanografía Costera, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California.
- Kessler W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:181-217.
- Lewis K., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations.
- Mehrbach C., C. H. Culbertson, R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbon acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:481-907.
- Millero F. J., R. Woosley, B. DiTrollo, J. Waters. 2009. Effect of Ocean Acidification on the Speciation of Metals in Seawater 22:72-85.
- Nemoto K., T. Midorikawa, A. Wada, K. Ogawa, S. Takatani, H. Kimoto, M. Ishii, H. Y. Inoue. 2009. Continuous observations of atmospheric and oceanic CO₂ using a moored buoy in the East China Sea: Variations during the passage of typhoons. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 56:542-553.
- Salas J., D. Gomis, A. Olivos-Ortiz, G. U. G. 2006. Seasonal hydrodynamical features on the continental shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina* 70:719-726.
- Sarmiento J., N. Gruber. 2006. *Ocean biogeochemical dynamics*. Princeton University Press, United Kingdom.
- Williams R. G., M. J. Follows. 2011. *Ocean Dynamics and the Carbon Cycle*. Cambridge University Press. United Kingdom. 416 pp.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall/Pearson. 960 pp.

2.25 Principales procesos de control del CO₂ en la Bahía de Todos Santos, B.C., durante el evento de La Niña

Palacios-Coria Eduardo¹; Hernández-Ayón Martín²; Delgadillo-Hinojosa Francisco²; Siqueiros-Valencia Arturo² y Torres-Delgado Vanessa²

¹Estación de Investigación Oceanográfica, Segunda Región Naval, Ensenada, B.C. Autor para correspondencia: edpaco71@gmail.com

²Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, C.P. 22800, Baja California, México.

Resumen

En la actualidad existe poca información sobre estudios del sistema del dióxido de carbono en zonas costeras. En este trabajo se presenta los resultados de datos de carbono Inorgánico Disuelto (CID) realizados en la Bahía de Todos Santos (BTS) durante cuatro muestreos en el 2011. La hidrología en BTS depende de la variabilidad estacional de la Corriente de California (CC) la cual transporta Agua del Subártico (ASA) y de los eventos de surgencias los cuales transportan aguas ricas en carbono a la superficie. Sin embargo, durante eventos interanuales como La Niña (LN), se esperan cambios importantes en la oceanografía. En este trabajo se presentan los resultados realizados durante LN del 2011. En particular, las climatologías señalan que ASA se presentó de manera anómala con un mayor volumen de la CC. Se encontró que en el interior de la bahía las propiedades físicas y las concentraciones de CID estuvieron influenciadas por ASA principalmente en casi toda la columna de agua, y en menor medida por la presencia del Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESS). Se observó que en BTS los valores de CID y de omega aragonita (Ω_a) en superficie y fondo variaron entre 1751 – 2250 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y de 3 a 1 unidades respectivamente. En particular, en mayo y agosto por debajo de 150 m se detectaron concentraciones entre 2212 y 2307 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y valores de Ω_a menores a 1 debido a la incursión de AESS. Estos resultados muestran el efecto de LN en la oceanografía y en la dinámica del carbono en BTS.

Palabras claves: acidificación, omega aragonita, sistema del CO₂, zonas costeras, Bahía de Todos Santos.

Abstract

At present there is little information on studies of carbon dioxide system in coastal areas. This work presents the results of Dissolved Inorganic Carbon (DIC) data performed in Todos Santos Bay (TSB) during four cruises in 2011. TSB hydrology depends on the seasonal variability from the California Current (CC) which transports Subarctic Water (ASA) and from the upwelling events which transport high carbon concentrations waters to the surface. However, during annual events as La Niña (LN), major changes are expected in the regional oceanography. In this work results during obtained during LN 2011 are presented. In particular, climatology comparisons showed anomalously ASA incursion with higher by the CC. Inside the bay physical properties and DIC concentrations were strong influenced by ASA in most of the water column, and to a lesser extent by Equatorial Subsurface Water (AESS). In TSB was noted that values of DIC and omega aragonite (Ω_a) in surface and bottom waters ranged from 1751 to 2250 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ and 3-1 units respectively. In particular, in May and August 150 m below concentrations were detected with 2212 and 2307 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ and Ω_a values less than 1 due to

the incursion of AESS. These results show the effect of LN in oceanography and carbon dynamics in BTS.

Keywords: acidification, omega aragonite, CO₂ system, coastal areas, Todos Santos Bay.

Introducción

Uno de los temas ambientales de gran importancia en la actualidad, es el acelerado incremento de los niveles de CO₂ en la atmósfera, ya que durante los últimos 200 años se ha registrado un aumento notable de este gas a nivel global producto de la combustión de materiales fósiles, cambio de uso de suelo en agricultura, entre otras (Provoost, *et al.* 2010). Este aumento en las concentraciones de CO₂ se ve reflejado en dos derivaciones a escala global: el cambio climático, por un incremento de 280 a 380 ppm en la concentración de este gas, conocido por impulsar el efecto invernadero y por otra parte, la absorción de CO₂ en los océanos del mundo, lo que provoca un cambio en la química del agua de mar, cuyo principal efecto es la denominada acidificación del océano (Caldeira y Wickett, 2003). La complejidad de las transformaciones en los sistemas acuáticos, los escasos datos sobre las transformaciones y las consideraciones espaciales han llevado a enfocar los estudios sobre los flujos de CO₂ atmósfera - agua. Los sistemas acuáticos, principalmente los océanos, actúan como un enorme reservorio de carbono inorgánico, que contiene aproximadamente 50 veces más CO₂ que la atmósfera, y esta concentración atmosférica de CO₂ sería mucho mayor en la ausencia de los procesos oceánicos actuales (Chavez *et al.*, 2007).

El ciclo del carbono en los océanos costeros conlleva una serie de procesos que pueden modificarlo como surgencias y mezcla de agua rica en CO₂ desde el fondo, la fotosíntesis en la superficie del mar, el hundimiento de partículas orgánicas, respiración, producción y consumo de carbono orgánico disueltos y flujos de CO₂ mar - aire. Aunque los flujos de CO₂ en las zonas costeras se sabe que son importantes, hay desacuerdo sobre si estas regiones son un sumidero neto o una fuente neta de CO₂ a la atmósfera (Tsunogai *et al.*, 1999; Cai y Dai, 2004). Existen grandes incertidumbres sobre todo porque los flujos de carbono costeros, que son complejos y dinámicos y varían en distancias cortas y en altas frecuencias.

Un aspecto relevante es que, a pesar de que se reconoce como una necesidad contar con estudios detallados y de largo periodo acerca de la biogeoquímica del sistema de CO₂, en México son pocos los estudios realizados. Además, los pocos estudios están limitados en su caracterización por una carencia de observaciones acopladas a la dinámica espacial y temporal en zonas específicas. El presente trabajo tiene como propósito describir por primera vez las variables del sistema de CO₂ en una zona costera mexicana, la Bahía de Todos Santos Baja California, considerando las condiciones hidrográficas prevalecientes durante un periodo de un año bajo la condición climatológica La Niña 2010-2011.

La Bahía de Todos Santos, está situada en la zona Sur de la Cuenca del Sur de California (Figura 1). Se localiza en el extremo NW de la Península de Baja California entre los 31°43' y 31°54' N y los 116°36' y 116°49' W (Castillón-Álvarez, 1988), alojando en su interior al puerto de Ensenada, B.C. Esta zona es definida como la región localizada entre Punta Salsipuedes y Punta Banda; presenta además comunicación abierta con el Océano Pacífico a través de dos bocas formadas por dos pequeñas islas llamadas Islas de Todos Santos. La circulación oceánica en La Bahía de Todos Santos está influida principalmente por la Corriente de California (CC), un flujo oceánico de dirección ecuatorial que forma parte del Sistema de la Corriente de California (CCS) y que transporta Agua del Sub Artico (ASA). Además está compuesto por un flujo subsuperficial en contracorriente hacia el polo denominado Contracorriente de California (CU) (Hickey, 1979; Lynn y Simpson, 1987) y que transporta Agua Ecuatorial Sub Superficial (AESS) (Durazo y Baumgartner, 2002). La CC se origina en

el océano subártico del Pacífico Norte, y se caracteriza por aguas relativamente menos salinas ($S=33-34$), ricas en oxígeno ($[O_2]=\geq 2.2 \text{ ml L}^{-1}$) y constituye un flujo relativamente somero en la superficie (0-300 m) con el núcleo de este flujo a 200-300 km mar adentro (Lynn and Simpson, 1987). La CU es una corriente subsuperficial (de flujo fuerte a 100-300 m de profundidad) que fluye hacia el polo a lo largo del talud y la pendiente continental y que se origina en el Océano Pacífico Ecuatorial, y está compuesta de agua relativamente salada ($S \geq 34$) y pobre en oxígeno ($[O_2]=\leq 2.2 \text{ ml L}^{-1}$) (Gay y Chereskin, 2009); así como por surgencias durante todo el año, con distintas intensidades estacionales e interanuales (Durazo y Baumgartner, 2002). Dichas masas de agua presentan variaciones estacionales de manera natural, sin embargo se han observado cambios en sus volúmenes ya que también están sujetos a las variaciones interanuales como El Niño / La Niña, en particular, durante el 2011 en el CCS se observó el desarrollo del evento La Niña (LN) y la presencia de ASA en forma anómala, este evento inició en el otoño de 2010, y estuvo presente durante todo el 2011, cuyas principales características fueron, en general, anomalías negativas en temperatura y salinidad ($-2 \text{ }^\circ\text{C}$ y -0.2 , respectivamente) con respecto a las medias climatológicas, así como una intensificación en los periodos e intensidad de las surgencias costeras (Bjorkstedt *et al.* 2011)

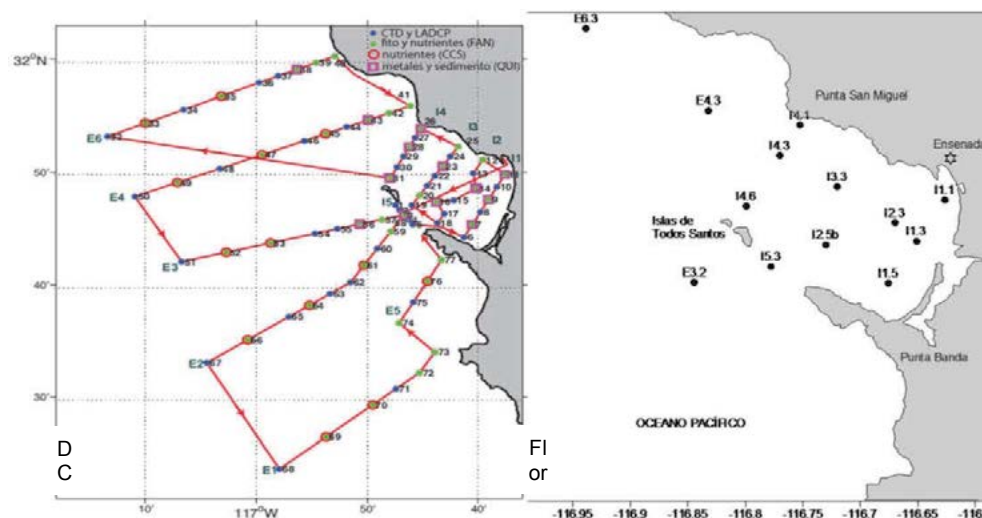


Figura 1. Red de estaciones hidrográficas en Bahía de Todos Santos (A) y estaciones de colecta de muestras de CID y AT (B) durante el año 2011.

Materiales y métodos

Para caracterizar la distribución espacial y temporal de las variables del sistema del CO_2 , se escogieron 13 estaciones de una red de 30 estaciones (Figura 1). Se realizaron cuatro muestreos estacionales: 1) En febrero (invierno), 2) en mayo (primavera), 3) en agosto (verano) y 4) en noviembre (otoño). En estos cruceros se realizaron mediciones de las variables hidrográficas durante el 2011 en la Bahía de Todos Santos mediante lances de CTD SBE 9/11. Además, se colectaron muestras de agua para evaluar las variables del sistema del CO_2 : Carbono Inorgánico Disuelto (CID), Alcalinidad Total (AT) a las profundidades estándar (0, 10, 20, 50, 100, 150, 200 y 500 m). Las masas de agua presentes en el área de estudio se identificaron por medio de un análisis hidrográfico de la temperatura y salinidad en base a diagramas T-S y usando la clasificación de masas de agua descrita por Durazo y Baumgartner (2002). Para los análisis de CID se utilizó un sistema coulométrico descrito por Johnson

et al. (1987); la AT se evaluó mediante el procedimiento potenciométrico descrito por Dickson *et al.* (2007). En ambos análisis se efectuaron calibraciones con material de referencia certificado ($\pm 3 \mu\text{mol}$).

Para el cálculo de los valores de Ω_{arag} , pCO_2 , y pH in situ (en la escala de agua de mar), se utilizó el programa CO₂Sys.xls (Lewis y Wallace, 1998). Para los cálculos se utilizó las mediciones de CID, AT, temperatura, salinidad, presión y las constantes de disociación de Mehrbach *et al.* (1973). Se calculó el valor de pH en equilibrio entre el océano-atmósfera con el programa CO₂sys a temperatura de 25 °C, una salinidad de 33.5, alcalinidad de 2228 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y pCO_2 atmosférico de 387 μatm (<http://scrippsco2.ucsd.edu>). Considerando el limitado número de muestras de alta resolución que se evaluaron en cada crucero (60), adicionalmente se aplicó un modelo empírico de regresiones lineales múltiples, desarrollado por Alin *et al.* (2012), para estimar datos por debajo de 30 m de las variables del sistema del CO₂ (CID, Ω_{arag} , pCO_2 , y pH), a partir de los datos hidrológicos de temperatura, salinidad, densidad y oxígeno disuelto a la resolución de las mediciones realizadas por el ctd.

Resultados y discusión

Durante el año 2011, la masa de agua ASA se presentó de manera anómala con un mayor volumen de la CC como lo reporta Bjorkstedt *et al.*, (2011). Este evento se detectó a partir de otoño del 2010, persistió durante el 2011 y finalizó a principios del 2012. Esta condición originó que en los primeros 150 m de la columna presentaran aguas menos salinas (33.3-34) y frías (10-16 °C). Bajo estas condiciones se reportó que ocurrieron surgencias anómalamente fuertes durante la primavera del 2011 (http://las.pfeg.noaa.gov/las6_5/servlets/constrain?var=1639; 31.5 °N-116 °W). Se encontró que en el interior de la bahía las propiedades físicas y las concentraciones de CID estuvieron influenciadas por ASA principalmente en casi toda la columna de agua, y en menor medida por la presencia de AEsS en los transectos ubicados al exterior del área de estudio (Estaciones 32 a 77, Figura 1A). En estas áreas se obtuvieron intervalos en salinidad de 32.9-34.6, temperatura de 2-18 °C, y densidad de 24.3-26.7 kg m^{-3} ; siendo la capa que corresponde al ASA (0-100 m) donde se observa la mayor variabilidad en los intervalos de las características termohalinas (Figura 2). Mientras que los valores de CID, pH y $\Omega_{\text{aragonita}}$ fluctuaron entre 1966-2307 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, 7.5-8.1 y 1-3, respectivamente (Figura 3 y Figura 4).

En los meses de febrero y noviembre en el exterior se observaron a ~100 m de profundidad, valores de CID entre 1900 y 2247 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, pH 7.6-8.1, y $\Omega_{\text{aragonita}}$ entre 1-3, asociados con valores mínimos de salinidad de 32.9-33.2 y asociados a ASA (Figura 2). Mientras que el agua con características de AEsS, se observó entre ~105-325 m, con intervalos de 34.2-34.6 y 8-10 °C y $\sigma\text{-t} = 26\text{-}26.5 \text{ kg m}^{-3}$. Los valores de CID observados para estas profundidades fueron de 2230-2230 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, pH de 7.6-7.7 y $\Omega_{\text{aragonita}} < 1$ (Figura 3 y Figura 4). En el mes de mayo se observó una elevación positiva hacia la costa de 300 a ~150 m en las isoclinas de 34.3 indicadora de la presencia de AEsS. Los valores de CID variaron entre 2202 y 2283 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, pH de 7.6-7.7 y $\Omega_{\text{aragonita}} < 1$ (Figura 2 y Figura 3). Mientras que en agosto se observó una elevación menor que en mayo de ~350 a ~220 m, con concentraciones de CID variando entre 2181-2212 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, pH de 7.6-7.7 y $\Omega_{\text{aragonita}} < 1$ (Figura 3).

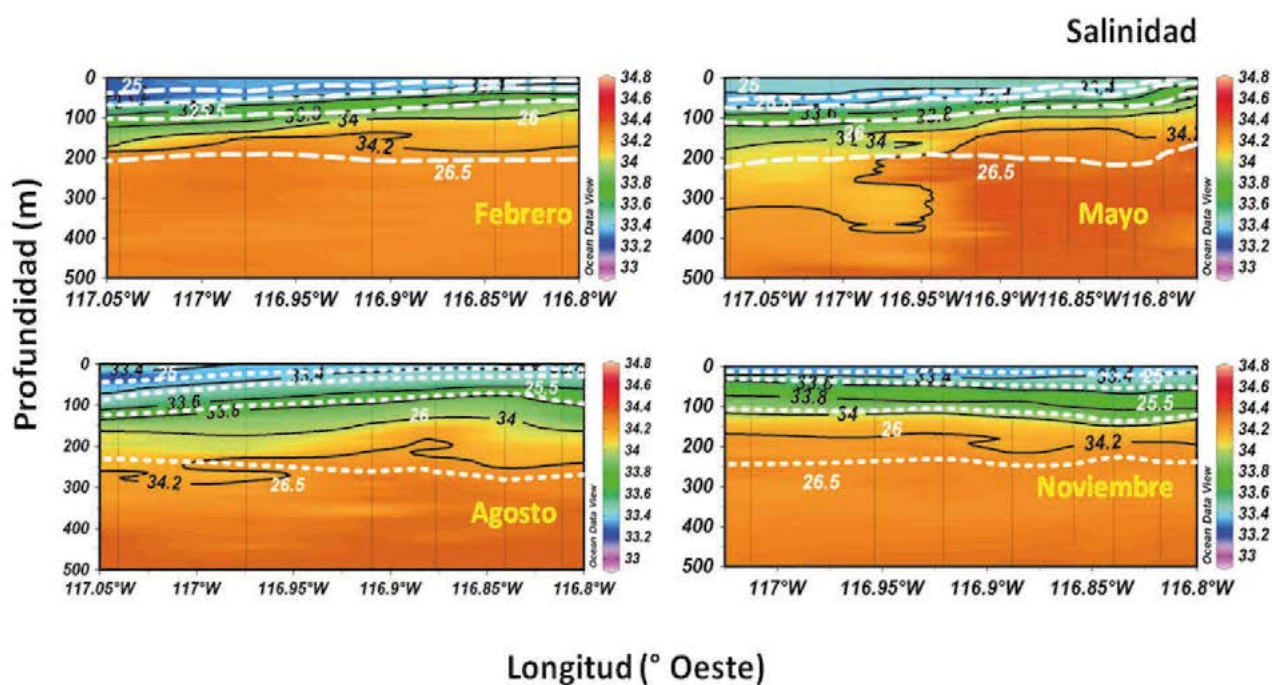


Figura 2. Sección de Isolneas de salinidad y densidad ($\sigma_t = \text{Kg m}^{-3}$, línea blanca punteada) en un transecto frente a Punta Banda e Isla de Todos Santos, B.C., en Invierno (febrero), Primavera (Mayo), Verano (Agosto) y Otoño (noviembre) en el año 2011.

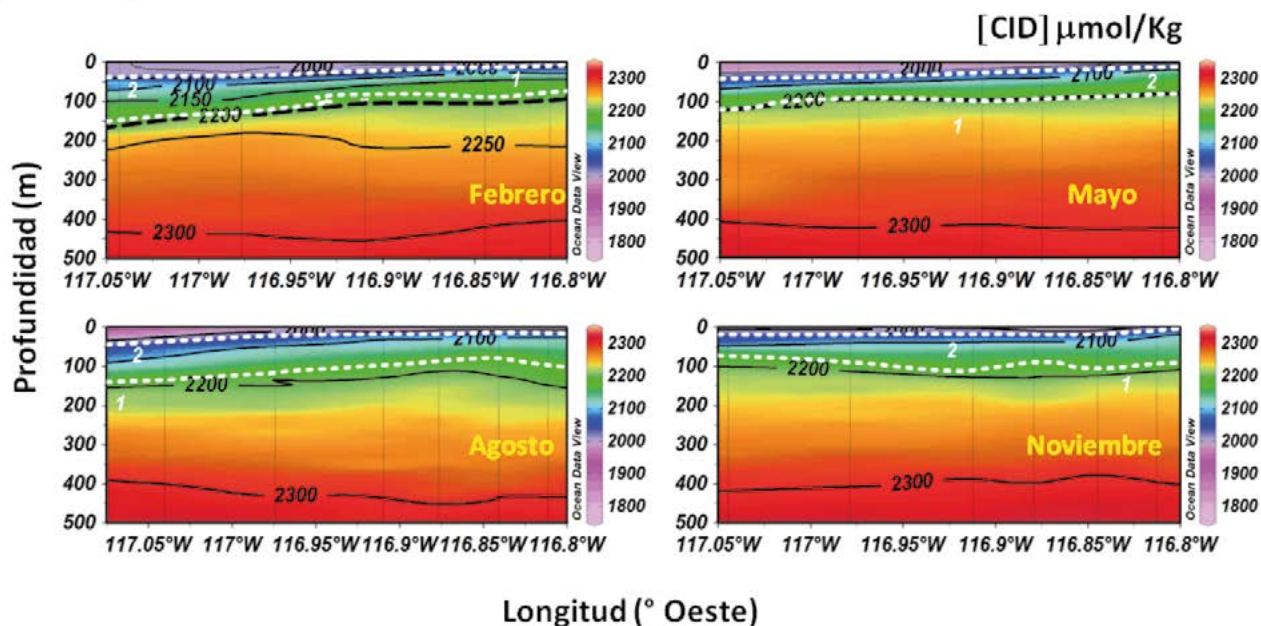


Figura 3. Sección de Isolneas de Carbono Inorgánico Disuelto ($\text{CID} = \mu\text{mol Kg}^{-1}$) y Ω aragonita (Ω_{ara} , línea punteada en blanco) en un transecto frente a Punta Banda e Isla de Todos Santos, B.C., en Invierno (BTS 11), Primavera (BTS 12), Verano (BTS 13) y Otoño (BTS 14) en el año 2011. Los límites señalados para indicar el horizonte de subsaturación de Ω aragonita (aguas “ácidas”) fueron tomados de Feely *et al.* (2008) ($\text{CID}=2200 \mu\text{mol Kg}^{-1}$, $\Omega_{\text{ara}} < 1$).

En el interior de la BTS (Figura 1B), los intervalos observados en temperatura, salinidad y σ_t fueron de 8-22 °C, 33.4-34.6 y 25-26.5 kg m⁻³. Mientras que los valores de CID fluctuaron entre 1751.7 y 2240.2 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, el pH de 7.6-8.1 y Ω aragonita entre 1-3. En las estaciones ubicadas en la plataforma de la BTS a profundidad entre 0-50 m, solo se detectó agua con características de ASA durante todo el periodo de muestreo. Mientras que agua con características de AEsS (T= 8-15 °C, S= 34.2 y σ_t = 26.2) se detectaron en los meses de mayo y agosto en las estaciones ubicadas en las inmediaciones de los taludes continentales de la bahía. Específicamente en la zona del cañón submarino entre Punta Banda e Isla Todos Santos, a profundidades entre ~70 - ~100 m, con valores de CID entre 2210.5-2229.5 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, pH de 7.6-7.7 y Ω aragonita < 1. (Figura 4).

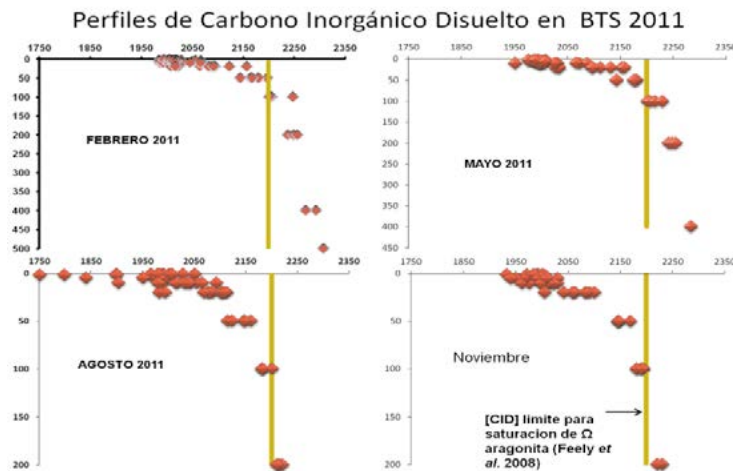


Figura 4. Perfiles de Carbono Inorgánico Disuelto (CID, $\mu\text{mol kg}^{-1}$) vs. Profundidad (m) medidos en el interior de la Bahía de Todos Santos durante el año 2011.

Conclusiones

Durante el año 2011, se observó en el área de estudio que la variabilidad oceanográfica estacional de las aguas costeras adyacentes a la BTS reflejan las condiciones oceánicas descritas por diversos autores (Durazo, 2011; Linacre *et al.* 2010) es decir, durante los meses de invierno-otoño (febrero y noviembre) se caracteriza por la advección de aguas frías y menos salinas, principalmente ASA, con un descenso en las concentraciones de CID y aumento en el pH; en tanto que en el periodo de surgencias (Primavera) es perceptible el ascenso de aguas profundas cerca de la superficie (entre ~0-100 m), con características de AEsS, es decir, más frías y salinas y con elevado contenido de CID, bajo pH y valores de Ω aragonita < 1.0; un aspecto importante es que este año se caracterizó por el desarrollo de la condición climática de La Niña, con anomalías negativas de temperatura (-2.0 °C) y salinidad (0.2) entre ~0-30 m, que persistieron hasta el inicio de 2012. Por lo que las aguas superficiales en general fueron más frías y menos saladas con respecto a las climatologías promedio. Esta condición afectó la intensidad y duración del periodo de surgencia, extendiéndose hasta inicio del verano (Julio), lo que trajo como consecuencia un mayor enriquecimiento de carbono (~2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$), bajos valores de pH (~7.7) y subsaturación en Ω aragonita cerca de la superficie (~50 m). En el interior de la BTS, solo se detectó la presencia de ASA durante los cuatro muestreos y solo en mayo y agosto se detectó AEsS pero en estaciones ubicadas en las inmediaciones del cañón submarino ubicado entre Punta Banda e Isla Todos Santos. Usando como referencia los límites descritos por Feely *et al.*, (2008) en la plataforma continental de la zona Noroeste del Océano Pacífico, que establecen que la presencia de

aguas “Corrosivas al carbonato de calcio” están representadas por concentraciones de CID de 2190 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, Ω aragonita de 1.0 y pH de ~ 7.75 , asociados a la isopícnica de 26.2 kg m^{-3} . En este trabajo, se detectaron evidencias de la presencia de aguas “acidificadas” incluso al interior de la Bahía, en forma a profundidades entre ~ 50 -100 m.

Agradecimientos

Al proyecto “Biogeoquímica de Elementos Traza en la zona sur de la cuenca del Sur de California: Una región Influenciada por la Corriente De California, surgencias y aportes antropogénicos” financiado por CONACyT.

Bibliografía

- Alin S. R., R. A. Feely, A. G. Dickson, J. M. Hernández-Ayón, L. W. Juraneck, M. D. Ohman, R. Goericke. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005–2011) *Journal of Geophysical Research* 117:C05033.
- Bjorkstedt E. P., R. Goericke, S. McClatchie, E. Weber, W. Watson, N. Lo, B. Peterson. 2011. State of the California Current 2010-2011: Regionally variable responses to a strong (but fleeting?) La Niña. *State of California Current* 52:36-68.
- Chavez F. P., T. Takahashi, W. J. Cai, G. Friederich, B. Hales, R. Wanninkhof, R. A. Feely. 2007. Coastal Oceans. In: King A. W., L. Dilling, G. P. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. Marland, A. Z. Rose, T. J. Wilbanks. (eds). *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC, USA. pp. 157–166.
- Cai W. J., M. Dai. 2004. Comment on "Enhanced open ocean storage of CO₂ from shelf sea pumping". *Science* 306: 1477c.
- Caldeira K., M. E. Wickett. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425:365.
- Dickson A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian. (eds.) 2007. *Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements*, PICES Special Publication. Vol. 3 Canada. 191 pp.
- Durazo R., T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54:7-31.
- Durazo R., A. M. Ramírez-Manguilar, L. E. Miranda, L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. En: Gaxiola-Castro G, R. Durazo. (eds). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. INECC. pp. 25–57.
- Feely R. A., L. C. Sabine, J. M. Hernandez-Ayon, D. Ianson, B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive "Acidified" Water onto the Continental Shelf. *Science* 320:1490.
- Gay P. S., T. K. Chereskin. 2009. Mean structure and seasonal variability of the poleward undercurrent off southern California, *Journal of Geophysical Research* 114:C02007.
- Hickey B. M. 1979. The California Current System—hypotheses and facts. *Progress in Oceanography* 8:191–279.
- Johnson K. M., P. J. B. Williams, L. Brändström, J. M. Sieburth. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117–133.
- Linacre L., R. Durazo, J. M. 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.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System. Rep. 105, 33 pp., Oak Ridge Natl. Lab., U.S. Dep. of Energy, Oak Ridge, Tenn., 1998. Consultado en <http://cdiac.esd.ornl.gov/oceans/co2rprt.html>
- Lynn R. J., J. J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research* 92:947–966.
- Mehrbach C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley, R. M. Pytowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:897 – 907.
- Provoost P., S. van Heuven, K. Soetaert, R. Laane, J. J. Middelburg. 2010. Long-term record of pH in the Dutch coastal zone: a major role for eutrophication-induced changes. *Biogeosciences Discussions* 7:4127–4152.
- Tsunogai S., S. Watanabe, T. Sato. 1999. Is there a "continental shelf pump" for the absorption of atmospheric CO₂? *Tellus B* 5:701–712.



2.26 $p\text{CO}_2$ en la superficie del mar y atmosférica en las Bahías de Manzanillo, México

Sosa-Avalos Ramón¹; Chávez Francisco² y Mimbela-López Juan¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Km. 20 carretera Manzanillo-Barra de Navidad, C.P. 28860, Manzanillo, México. Autor para correspondencia: rsosa@ucol.mx, jumilo@ucol.mx

²Monterey Bay Aquarium Research Institute, 7700 Sandholdt Rd. Moss Landing, CA 95039, USA.

Resumen

La $p\text{CO}_2$ de la atmósfera y de la superficie del mar fue medida cada tres horas por medio de un observatorio de monitoreo costero en las bahías de Manzanillo, México. La $p\text{CO}_2$ de la atmósfera como del mar mostraron variabilidad temporal en el periodo de estudio. El promedio de la $p\text{CO}_2$ atmosférica fue de 398 μatm de marzo a julio de 2011 y en la superficie del mar fue de ~ 400 μatm . La $p\text{CO}_2$ del agua fue menor en marzo con 393 μatm y aumentó en junio hasta 412 μatm , mientras que la $p\text{CO}_2$ del aire tuvo un comportamiento inverso, valores bajos en junio (396 μatm) y altos en marzo (~ 400 μatm). La $\Delta p\text{CO}_2$ fue estimada como la diferencia entre la $p\text{CO}_2$ de la superficie del mar y de la atmósfera (mar-aire). Se observaron eventos de surgencias costeras de corto periodo (1-5 días de duración) entre marzo y mayo que permitieron que el océano funcionara como fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Los eventos de abril y mayo contribuyeron con la mayor $p\text{CO}_2$ del agua (450-550 μatm). Sin embargo, en promedio en los meses de marzo, abril y julio las bahías fueron sumidero de CO_2 atmosférico, mientras que en mayo y junio fueron fuente de este gas. La $p\text{CO}_2$ de la atmósfera medida en el área de estudio fue comparada con la de La Jolla, USA, la cual fue similar evidenciando que la atmósfera se encuentra relativamente homogénea y que no hay diferencias significativas entre un sitio y otro.

Palabras clave: $p\text{CO}_2$ del mar y aire, surgencias, bahía subtropical.

Abstract

The $p\text{CO}_2$ of the atmosphere and the sea surface was measured every three hours through a mooring coastal system in the bays of Manzanillo, Mexico. The $p\text{CO}_2$ of the atmosphere and the sea showed temporal variability in the study period. The average atmospheric of $p\text{CO}_2$ was 398 μatm from March to July 2011, and the sea surface was ~ 400 μatm . Water $p\text{CO}_2$ was lower with 393 μatm in March and June increased to 412 μatm while air $p\text{CO}_2$ had opposite behavior, low values in June (396 μatm), and higher in March (~ 400 μatm). The $\Delta p\text{CO}_2$ was estimated as the difference between the $p\text{CO}_2$ of sea surface and atmosphere (sea-air). Coastal upwelling events of short period (1-5 days) were observed between March and May that allowed the ocean function as a source of CO_2 to the atmosphere. The events of April and May contributed most water $p\text{CO}_2$ (450-550 μatm). However, on average in the months of March, April and July were bays atmospheric CO_2 sink, while in May and June were the source of this gas. The $p\text{CO}_2$ of the atmosphere measured in the study area was compared with that of La Jolla, USA, which was similar showing that the atmosphere is relatively homogeneous and there are no significant differences between one place and another.

Key word: sea water and atmosphere $p\text{CO}_2$, upwelling, subtropical bay.

Introducción

El océano costero ha sido en gran medida ignorado en los presupuestos globales de carbono, aunque los flujos de carbono relacionados con los de nutrientes son desproporcionadamente altos en comparación con su área de superficie (Borges *et al.*, 2005). El océano costero junto con la margen continental constituye una de las áreas de mayor actividad biogeoquímica de la biosfera. Por lo tanto, intensos intercambios de CO₂ del aire-agua se pueden esperar en el océano costero que podría llevar a una reevaluación importante de los presupuestos de flujo de CO₂ a nivel regional o escala mundial (Tsunogai *et al.*, 1999; Thomas *et al.*, 2004a). Sin embargo, la dirección, magnitud y la variabilidad latitudinal de aire-océano de CO₂ en estos ecosistemas se ha debatido recientemente (Cai y Dai, 2004; Thomas *et al.*, 2004b) a pesar de que ha sido pasado por alto que el océano costero es un conjunto de múltiples y diversos ecosistemas y no se componen únicamente de los mares marginales.

Recientes y rápida acumulación de CO₂ en la atmósfera es uno de los principales problemas ambientales debido a su potencial efecto sobre el futuro del clima mundial. El calentamiento previsto y cambios ambientales asociados incluyendo aumento del nivel del mar se afectan negativamente a la estabilidad socio-económica de la sociedad humana y los ecosistemas terrestres, marinos mundiales. Los resultados de diversas líneas independientes del estudio muestran que la fijación actual global neta de CO₂ del océano (sin incluir el estado de flujo pre-industrial) es 1.5-2.0 Pg-C año⁻¹, lo que corresponde a aproximadamente el 25% de las emisiones industriales de alrededor 7 Pg-C año⁻¹ (Gruber y Sarmiento, 2002; Sabine *et al.*, 2004; Bender *et al.*, 2005). La evaluación precisa del flujo mar-aire de CO₂ y su variabilidad espacio-temporal es una información importante para la mejora de nuestra comprensión del ciclo carbono mundial y el pronóstico para el futuro de la concentración de CO₂ atmosférico. El objetivo del presente trabajo fue conocer la variación temporal de la presión parcial del CO₂ medida por un sistema de monitoreo costero en una bahía subtropical del Pacífico tropical mexicano.

Materiales y métodos

El sistema de monitoreo costero (boya) fue colocado el 10 de marzo de 2011 en las bahías de Manzanillo en la posición 19°01' y 19°07' norte, y 104°18' a 104°26' oeste (Figura 1) y estuvo funcionando hasta julio del mismo año. El sistema midió cada tres horas la $p\text{CO}_2$ de la superficie del mar y del aire, la temperatura del agua y la salinidad, los cuales fueron transmitidos vía satélite. La $\Delta p\text{CO}_2$ fue estimada como la diferencia entre la $p\text{CO}_2$ del mar y la del aire ($p\text{CO}_2_{\text{mar}} - p\text{CO}_2_{\text{aire}}$). Asimismo, se obtuvieron los datos de $p\text{CO}_2$ del aire de la estación de La Jolla, USA, del sitio de internet: http://scrippsco2.ucsd.edu/data/atmospheric_co2.html para compararlos con los medidos en la zona de Manzanillo.

Resultados

El promedio mensual de la $p\text{CO}_2$ de la superficie del mar varió de 392.7 μatm en marzo a 412.2 μatm en junio, mientras que la $p\text{CO}_2$ del aire presentó valores entre 396.4 y 399.5 μatm en junio y marzo, respectivamente (Figura 2). La temperatura superficial del mar mostró variaciones en la serie de tiempo, con disminuciones de corto periodo (uno a cuatro días) en algunos días de marzo, abril y mayo, principalmente. Los valores más altos de la $p\text{CO}_2$ del mar señalados con las flechas en la Figura 2, estuvieron relacionados con temperaturas más bajas, por su parte la $p\text{CO}_2$ del aire fue menor bajo estas condiciones de temperatura. El promedio de la serie de tiempo fue de 400 μatm para la $p\text{CO}_2$ del mar y 397.5 μatm $p\text{CO}_2$ del aire.

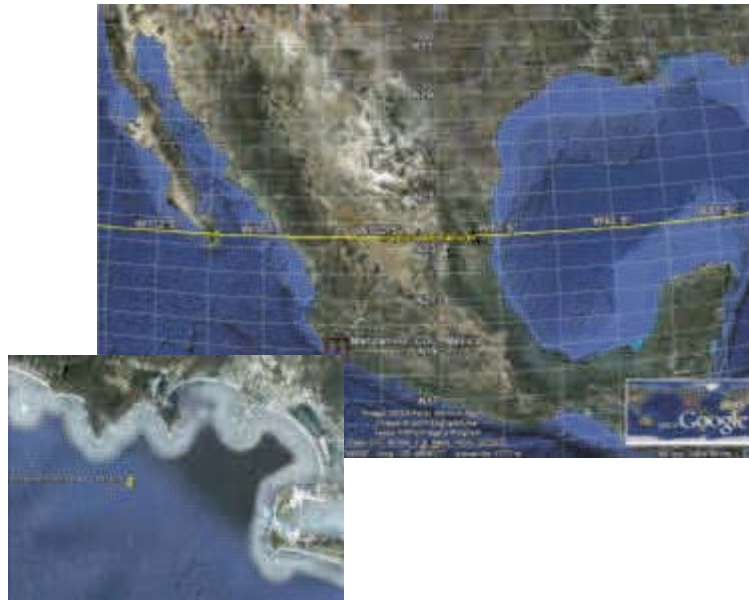


Figura 1. Localización del sitio donde fue anclado el sistema de monitoreo costero en Manzanillo, México.

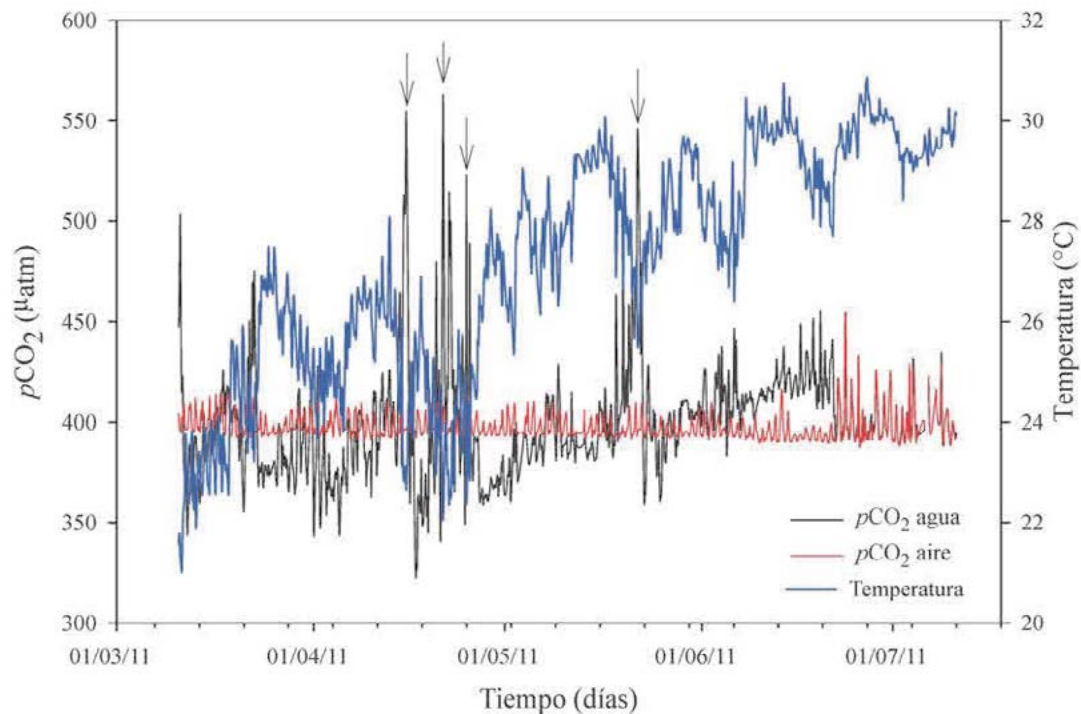


Figura 2. Variación temporal de la presión parcial del CO₂ de la superficie del mar, del aire y de la temperatura superficial del mar medidas en las bahías de Manzanillo, México, de marzo a julio de 2011.

La $\Delta p\text{CO}_2$ presentó valores promedio mensuales de -0.4 a 15.8 μatm en julio y junio, respectivamente. En general se observó que la $\Delta p\text{CO}_2$ fue negativa indicando que las bahías actuaron como sumidero de CO₂ y únicamente el flujo de este gas fue del mar hacia la atmósfera (fuente de CO₂) en los días de marzo, abril y mayo, cuando la temperatura del agua fue más fría (Figura 3). Los mayores flujos de CO₂ hacia la atmósfera ocurrieron principalmente en abril y mayo por arriba de 120

μatm . La $p\text{CO}_2$ del aire de la estación La Jolla, California fue obtenida mensualmente desde enero de 2009 hasta abril de 2012, la cual mostró una clara variabilidad con valores altos en primavera (abril y mayo) y bajos en verano (julio y agosto). A pesar de que nuestra serie de tiempo es de tan solo cinco meses, la $p\text{CO}_2$ de marzo y julio son ligeramente más altos y con comportamiento diferente que los mostrados en la Jolla, CA (Figura 4).

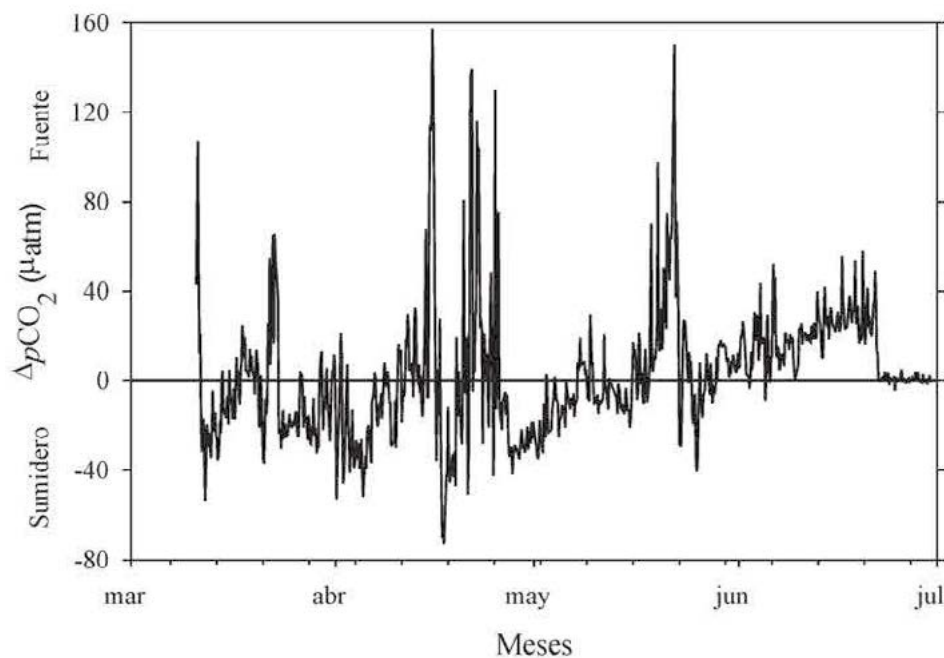


Figura 3. Variabilidad de la $\Delta p\text{CO}_2$ ($p\text{CO}_2_{\text{agua}} - p\text{CO}_2_{\text{aire}}$) estimada durante el periodo de estudio en las bahías de Manzanillo, México.

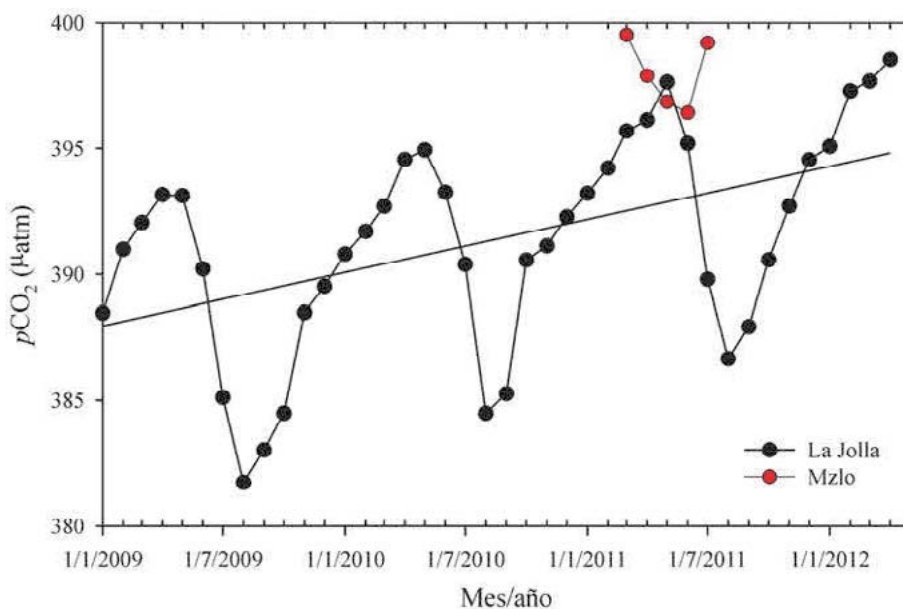


Figura 4. Variación temporal de la $p\text{CO}_2$ del aire estimada en la Jolla, California y en la Bahía de Manzanillo, México.

Discusión

Los altos valores de $p\text{CO}_2$ registrados en el periodo de estudio son como resultado de eventos de surgencias de corto periodo (máximo cinco días) de duración que transportaron CO_2 de aguas más profundas y más frías hacia la superficie, lo cual contribuyó a que las bahías de Manzanillo funcionaran como fuentes de CO_2 durante esos eventos. Sin embargo, cuando no hay surgencias entre marzo y junio el agua de las bahías actúa como sumidero de CO_2 . A partir de junio el agua es más cálida y la $\Delta p\text{CO}_2$ es positiva, lo que significa que existe un flujo neto de CO_2 del mar hacia la atmósfera, posiblemente porque disminuye la tasa fotosintética (producción primaria) durante el verano. Pelayo-Martínez (2011) encontró menor producción primaria en los meses de junio a septiembre y menor biomasa fitoplanctónica en el área de estudio. Takahashi *et al.* (2009) encontraron el mayor flujo de CO_2 en agosto de $\sim 18 \mu\text{atm}$ por año en la región de la Pacífico norte entre $14^\circ\text{-}50^\circ\text{N}$, evidenciando que la $\Delta p\text{CO}_2$ es positiva durante los meses cálidos y negativa durante los meses fríos. Estos cambios pueden estar asociados al suministro de nutrientes remineralizados por procesos de mezcla y advección y a la producción biológica.

Bibliografía

- Bender M. L., D. T. Ho, M. B. Hendricks, R. Mika, M. O. Bazttle, P. P. Tans, T. J. Conway, B. Sturtevant, N. Cassar. 2005. Atmospheric O_2/N_2 changes, 1993–2002: implications for the partitioning of fossil fuel CO_2 sequestration. *Glob. Biogeochem. Cycles* 19:GB4017.
- Borges A. V., B. Delille, M. Frankignoulle. 2005. Budgeting sinks and sources of CO_2 in the coastal ocean: Diversity of ecosystems counts. *Geophysical Research Letters* 32:L14601.
- Cai W. J., M. Dai. 2004. Comment on “Enhanced open ocean storage of CO_2 from shelf sea pumping”. *Science* 306:1477.
- Gruber N., J. L. Sarmiento. 2002. Large-scale biogeochemical–physical interactions in elemental cycles. *In*: Robinson, A. R., J. McCarthy, B. J. Rothschild (eds). *The Sea*, vol. 12. Wiley, New York, pp. 337–399.
- Pelayo-Martínez G. C. 2011. Distribución de variables físico-químicas y su relación con la biomasa fitoplanctónica en las bahías de Manzanillo, México en condiciones de primavera y verano en el 2009. Tesis de Licenciatura. Universidad de Colima.
- Sabine C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, C. S. Wong, D. R. W. Wallace, B. Tilbrook, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono, A. F. Rios. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO_2 . *Science* 305:367–371.
- Takahashi T., S. C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. A. Feely, D. W. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. C. E. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiri, A. Körtzinger, T. Steinhoff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. S. 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 $p\text{CO}_2$, and net sea–air CO_2 flux over the global oceans. *Deep Sea Research II* 59:554–577.
- Thomas H., Y. Bozec, K. Elkalay, H. J. W. De Baar. 2004a. Enhanced open ocean storage of CO_2 from shelf sea pumping. *Science* 304:1005–1008.
- Thomas H., Y. Bozec, K. Elkalay, H. J. W. De Baar. 2004b. Response to comment on “Enhanced open ocean storage of CO_2 from shelf sea pumping”. *Science* 306:1477.
- Tsunogai S., S. Watanabe, T. Sato. 1999. Is there a “continental shelf pump” for the absorption of atmospheric CO_2 ? *Tellus* 51B:701–712.

3

**Dimensión
Social**





3.1 Enlazando fitorremediación de sitios contaminados y secuestro de carbono como servicio ambiental

González-Chávez Maria del C.¹ y Carrillo-González Rogelio¹

¹*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. Mexico-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: carmeng@colpos.mx*

Resumen

En un contexto general, el gobierno, las secretarías ambientales, las industrias y otras organizaciones tienen la encomienda de reducir el dióxido de carbono (CO₂) atmosférico como una alternativa de mitigación al cambio climático global. Una de las vías puede ser a través de secuestro de carbono (C) en el suelo en sitios marginales, como lo son los sitios contaminados. En este trabajo se sugiere una oportunidad disponible para propietarios, compañías y gobierno con la problemática de rehabilitar sitios contaminados con metales pesados por la minería. Lo anterior es a través del uso de plantas para estabilizar dichos contaminantes, para rehabilitar los suelos y al mismo tiempo reactivar servicios ambientales como el secuestro de carbono. Debido a que existen abundantes sitios contaminados esta alternativa tiene potencial para el desarrollo local si las plantas que se utilizan presentan un valor agregado; lo que abriría negocios enlazados al manejo sostenible de los sitios. Adicionalmente, se pueden derivar otros beneficios ambientales como recuperar superficie para el desarrollo de vida silvestre, mejorar la estética de los sitios y de la calidad de aire; así como reducir la contaminación del agua. Es importante mencionar que para estas alternativas sean sustentables su costo debe ser mínimo y se deben emplear prácticas agrícolas que favorezcan el secuestro de carbono. Se discuten las principales metodologías para desarrollar la remediación, rehabilitar los sitios y favorecer el secuestro de carbono.

Palabras clave: carbono edáfico, microorganismos benéficos del suelo, contaminación del suelo.

Abstract

The reduction of atmospheric CO₂ emissions is a general goal for government, environmental agencies, industries and other organizations in order to contribute to global climate change mitigation. Soil carbon sequestration in marginal soils such as those polluted with metals may be one of those alternatives. In this paper it is suggested that all the stakeholders (landlords, companies and government) who face the problem to remediate metal polluted soils with mining residues, have the opportunity for mitigation global climate change. This can be feasible when using plants to stabilize metals, remediate soils and at the same time reactivate environmental services such as soil carbon sequestration. Taking into account that the number of polluted sites have increased, this alternative has potential for local development if plants may be used with enhanced value regarding sustainable management of these sites. In addition, other environmental benefits may be encourage such as wild life habitat, aesthetical sites improvement, air quality and less water contamination. These alternatives should be not expensive and employ agricultural practices enhancing C sequestration. Main methodologies to develop site remediation and improve C sequestration are discussed.

Key words: soil carbon, beneficial soil microorganisms, soil metal contamination.

Introducción

Los esfuerzos para incrementar el secuestro de carbono en el suelo se basan en la premisa de que el crecimiento de plantas participa en el almacenamiento neto de carbono en el planeta y mitiga el calentamiento global por disminución de las emisiones en la atmósfera. En el mercado del carbono, cada tonelada de carbono secuestrado se denomina como un crédito de carbono. Así las empresas pueden generar o comprar estos créditos; los cuales se venden o negocian con otras compañías que contrarrestan o balancean sus propias emisiones de dióxido de carbono (EPA, 2011).

El rehabilitar sitios contaminados tiene varias complicaciones: altas concentraciones de metales pesados, bajo contenido de materia orgánica, pobre capacidad de retención de humedad, bajo pH, pobre estructura de los suelos, pH extremos y deficiencia de nutrientes esenciales para las plantas. Lo anterior conlleva a baja supervivencia de las plantas, dispersión de estos contaminantes, riesgo de toxicidad para organismos de los diferentes niveles de la cadena trófica y sitios marginales. El manejo adecuado de suelos contaminados representa un enorme potencial para el secuestro de carbono en el suelo además de otros servicios ambientales.

Diversas alternativas para mitigar y mejorar las propiedades físico-químicas de los sitios contaminados han sido establecidas: 1) uso de composts, vermicomposts como fuente de materia orgánica; 2) uso de plantas tolerantes a metales y adaptadas a estas condiciones edafo-climáticas (Solís *et al.*, 2007); 3) adición de enmiendas químicas para disminuir la disponibilidad de los contaminantes; 4) uso de inoculantes microbianos benéficos que mejoren el establecimiento y crecimiento de plantas (bacterias promotoras del crecimiento de plantas y hongos micorrízicos; González-Chávez, 2005; González-Chávez *et al.*, 2009a, b).

Secuestro de carbono en suelos contaminados con metales pesados

El secuestro de carbono es una alternativa de mitigación, a la excesiva emisión de gases con efecto invernadero, que remueve carbono de la atmósfera en forma de CO₂ (González-Chávez *et al.*, 2004a). Un tipo de secuestro es el terrestre y consiste en el almacenamiento a largo plazo de carbono en árboles y plantas. El CO₂ se remueve de la atmósfera y el carbono se almacena como biomasa en plantas que crecen en diferentes sitios. Este secuestro de carbono ayuda a reducir o disminuir las concentraciones de CO₂ en la atmósfera.

Hay organizaciones nacionales e internacionales interesadas en generar créditos de carbono y los sitios contaminados y marginales tienen potencial de proveer superficie necesaria para el crecimiento de plantas y árboles (EPA, 2012). En algunos estados de los Estados Unidos se han establecido guías para rehabilitación de sitios mineros alentando algunas prácticas de recreación como la pesca y vida silvestre. Las prácticas consideran la siembra de plantas nativas para la cobertura vegetal de los sitios y manejo integral para asegurar el secuestro de carbono en el suelo (EPA, 2011).

En general los sitios contaminados se encuentran abandonados y no representan ningún interés para las industrias, compañías, gobierno ni para la gente de la localidad. Sin embargo, ofrecen oportunidades relevantes para secuestrar CO₂ y generar otros beneficios ambientales. Algunos ejemplos de estos beneficios ambientales son: productos de interés, calidad del aire, hábitat para vida silvestre, sitios de recreación, calidad de aire y disminución de la erosión (Ruiz-Olivares *et al.*, 2013).

Las plantas mejoran la calidad de aire, ya que sus hojas remueven del aire, contaminantes como: óxidos de nitrógeno, amonio, dióxido de azufre y metales pesados. Éstas sirven como barrera física, debido a que en su superficie con abundantes vellosidades y otras estructuras, y metabolitos como ceras, resinas, etc. retienen los contaminantes y los remueven del aire (Sánchez-López *et al.*, 2012 a, b). Las raíces de las plantas estabilizan los residuos mineros, que son susceptibles a la erosión. Las plantas



previenen la lixiviación de sedimentos y mejoran la estructura del suelo; por tanto representan una alternativa muy importante para la rehabilitación de sitios contaminados.

Fitorremediación

La fitorremediación es una alternativa biológica y usa la vegetación para el tratamiento *in situ* de suelos, sedimentos y agua contaminados. De todas las alternativas físicas y químicas para la remediación de sitios contaminados, la fitorremediación es muy aceptada porque no requiere equipo sofisticado o muy especializado, por tanto no es costosa. Las plantas son baratas y son un recurso renovable de fácil implementación y mantenimiento. La fitorremediación es amigable con el ambiente, mejora estéticamente los sitios contaminados, reduce la perturbación y el riesgo de los contaminantes.

Dentro de la fitorremediación, la fitoestabilización-estabilización de los contaminantes en las raíces de las plantas o en el suelo aledaño a las raíces- es una alternativa que asegura disminución de la disponibilidad y riesgo de los contaminantes en el suelo. Este proceso disminuye la movilidad del contaminante y, se previene la lixiviación y contaminación de aguas del subsuelo. En algunos casos resultará necesario primero utilizar algunas enmiendas que establezcan la alta concentración de los contaminantes y disminuir su toxicidad, para que se siga posteriormente con la fitorremediación.

Las plantas ideales en la fitoestabilización deben tolerar altos niveles de contaminación y tener considerable producción de biomasa radical. Es relevante mencionar que el uso de plantas que no transfieran los contaminantes a la parte aérea es una característica para mantener estabilizados a los contaminantes en el suelo o las raíces. El utilizar plantas para estabilizar los contaminantes también crea un ambiente de crecimiento adecuado que mejora las propiedades fisicoquímicas iniciales e inhóspitas de los sitios contaminados con residuos mineros. En tales casos, las oportunidades de enlazar fitorremediación y secuestro de carbono son posibles.

Fitoremediación y secuestro de carbono como servicios ambientales

Diversos estudios muestran que si se siguen ciertas prácticas de manejo, la remediación de sitios contaminados puede generar sistemas vegetales productivos de interés agroindustrial, medicinal, ornamental o forestal. Es un requisito indispensable para disminuir el efecto de los contaminantes en la cadena trófica, el uso de plantas con alta capacidad de mantener a los contaminantes en el suelo y que no se transfieran a la parte aérea (Carrillo-González y González-Chávez, 2006).

La remediación de sitios contaminados y su uso para producir plantas o cultivos de múltiple interés resulta en variados beneficios que se obtienen por la reutilización ecológica de la tierra. Estos beneficios son llamados servicios del ecosistema. Éstos pueden ser beneficios directos o indirectos para el ser humano. Algunos ejemplos de éstos son: secuestro de carbono y almacenamiento, regulación del clima, almacenamiento y filtración de agua limpia, áreas de recreación, hábitat para la vida silvestre, diversidad de especies, control de inundaciones y erosión, producción de alimentos y fibras, prácticas culturales, formación de suelo, ciclo de nutrientes, etc.

Los servicios ecosistémicos fueron tradicionalmente vistos como bienes públicos o beneficios sin costo y su contribución crítica fue ignorada en la sabia decisión del uso del suelo. Sin embargo, ahora se ha valorado su contribución y, se consideran y desarrollan pagos por servicios ecosistémicos. Como beneficios económicos secundarios por la producción de plantas en sitios contaminados se considera la creación de trabajo.

Prácticas de manejo para favorecer la fitorremediación y el secuestro de carbono en el suelo

Dentro de las prácticas de manejo que favorecen la conservación de los suelos y en específico la fitorremediación y el secuestro de carbono en el suelo se encuentran: labranza cero o mínima, fertilización y uso de plaguicidas moderada, rotación de cultivos, uso de plantas que establezcan simbiosis con hongos micorrízicos arbusculares (leguminosas, pastos, arboles, flores, etc.) y uso de enmiendas orgánicas (González-Chávez, 2005; González-Chávez y Carrillo-González, 2013).

Los microorganismos del suelo son de gran importancia para mantener ecosistemas naturales y agroecosistemas sostenibles por periodos muy largos (Navarro-Noya *et al.*, 2010; González-Chávez *et al.*, 2009 a, b; González-Chávez *et al.*, 2004c; Ortega-Larrocea *et al.*, 2010). Éstos desarrollan actividades relevantes en los procesos del suelo. Por ejemplo: descomposición de materia orgánica, ciclo de nutrientes, mantenimiento de estructura, etc. Algunos compuestos microbianos constituyen un reservorio importante global de C y N en el suelo (González-Chávez *et al.*, 2010).

Los hongos arbusculares, microorganismos encontrados en todos los ecosistemas terrestres que se asocian a la mayoría de las plantas, producen un grupo interesante de productos microbianos recalcitrantes ricos en carbono. Por tanto, estos hongos son considerados los contribuyentes mayores de carbono orgánico en el suelo. Estos productos microbianos han sido denominados como proteínas del suelo relacionadas con la glomalina (PSRG), pero primeramente se le llamo simplemente glomalina. La glomalina se produce activamente en las hifas de los hongos micorrízicos cuando están colonizando las raíces de las plantas y se distribuyen en el suelo. En comparación con la raíz, el área de la superficie por unidad de volumen de las hifas de los hongos arbusculares puede ser aproximadamente 100 veces más. Esta cantidad de hifas varía en los ecosistemas y presenta valores promedio comunes de 0.5 a 5 m (de hifa por gramo de suelo) en suelos cultivados y de hasta 20 m en suelos no perturbados. La glomalina almacena carbono en subunidades de proteína y carbohidratos, contiene 30 a 40% de carbono orgánico, y funciona como cementante, aglutinando fuertemente las partículas de la fracción mineral del suelo y proporcionando estabilidad (González-Chávez *et al.*, 2004c). El micelio de los hongos arbusculares secuestra diferentes metales; por tanto se considera una estructura fúngica de importancia porque contribuye a disminuir su efecto tóxico (Cuellar *et al.*, 2011). De igual manera en especies arbóreas, las cuales establecen simbiosis con hongos ectomicorrízicos, el micelio actúa como filtro de metales (Carrillo-González y González-Chávez, 2011).

Diferente a otros productos microbianos, las PSRG persisten en el suelo desde pocos años a décadas. Su función ha sido relacionada en la formación y estabilidad de agregados y se consideran ser un almacén importante de materia orgánica resistente a la descomposición por ser altamente recalcitrante. Las PSRG están fuertemente enlazadas al suelo, dentro de los agregados, lo que representa ser un mecanismo poderoso de protección para retener carbono, nitrógeno y posiblemente otros elementos de interés. Por lo anterior, diferentes autores reconocen su importancia, especialmente porque su contenido no se reduce por debajo de ciertos niveles base (González-Chávez *et al.*, 2010, González-Chávez *et al.*, 2004c). También han sido implicadas en el secuestro irreversible de metales pesados en sitios contaminados, por lo que se reconoce su importancia en la fitorremediación (González-Chávez *et al.*, 2004b).

Las prácticas de manejo como la labranza y la rotación de cultivos influyen a las comunidades microbianas y por tanto la capacidad de secuestro de carbono en los suelos. Se reportó que la labranza cero presentó mayor concentración de carbono lábil y PSRG que en suelos con labranza convencional. Las concentraciones de carbono debido a las PSRG fueron significativamente mayores que el carbono derivado por la biomasa microbiana y por los polisacáridos microbianos (10 y 15 veces, respectivamente). Por tanto, las PSRG son responsables de los efectos más fuertes en las concentraciones de carbono orgánico en el suelo en comparación con los componentes más lábiles de carbono microbiano. La producción y mantenimiento de producción de PSRG es una opción factible de

enriquecimiento y secuestro de carbono en el suelo y en consecuencia en la mitigación de emisiones de CO₂ a la atmósfera (González-Chávez *et al.*, 2010).

El cultivo de leguminosas tiene un efecto biológico relevante en el suelo por su capacidad de asociación en doble simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno y hongos arbusculares (González-Chávez, 2005). Lo anterior significa una mayor disponibilidad regular de nitrógeno y fósforo para las plantas. La actividad de estos hongos favorece además la producción de glomalina. Lo cual se explica por la presencia permanente de plantas que propician abastecimiento permanente de fotosintatos para alimentar los hongos estrechamente relacionados con producción de glomalina. La producción de glomalina será abundante siempre que existan plantas que permitan la colonización de estos hongos; ya que son simbioses obligados y no pueden reproducirse sin una planta hospedera.

Es importante mencionar que la proliferación de los hongos micorrízico arbusculares, y por tanto la producción de glomalina, es limitada en suelos con alta disponibilidad de P y por algunas prácticas comunes en la agricultura como: fumigación, fertilización y uso de plaguicidas (González-Chávez *et al.*, 2010). Estos factores afectan negativamente el establecimiento y funcionalidad de los estos hongos. Lo anterior presupone que la producción de glomalina sería limitada en esas condiciones (Báez-Pérez *et al.*, 2010).

La fitorremediación de sitios contaminados utilizando enmiendas ofrece beneficios potenciales para el cambio climático. Las emisiones de gases con efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O) pueden reducirse a través del reúso de materiales que normalmente se tiran o eliminan. Cuando se utilizan enmiendas ricas en carbono, éstas auxilian a reestablecer los ciclos de vida de las plantas y el suelo. La enmienda provee de alta concentración de carbono que el suelo contaminado perdió, por tanto el ambiente se torna favorable para reactivar la actividad del suelo y permitir el crecimiento de las plantas. El crecimiento reestablecido de plantas que asimilan CO₂ desde la atmósfera, a través de la fotosíntesis, permite almacenarlo en el suelo. Las plantas reciclan CO₂ en sus raíces y los microorganismos del suelo lo utilizan para respiración o para secuestrarlo. Este proceso permite la reducción de gases con efecto invernadero en la atmósfera.

El uso de composta o vermicomposta es una herramienta costo-efectiva para favorecer las condiciones físico-químicas de los sitios contaminados. Se pueden utilizar compostas de una gran variedad de productos. Enmiendas como biosólidos municipales, abonos orgánicos, cenizas, óxidos de fierro, zeolitas, biochar, etc. pueden también funcionar en disminuir la disponibilidad de los contaminantes. El uso de las enmiendas favorece la calidad del suelo por balance del pH, adición de materia orgánica, incremento en la capacidad de retención de agua, restablecimiento de la comunidad microbiana, reduciendo la compactación del suelo, etc. El uso de enmiendas favorece la remediación, revegetación, reúso de materiales y revitaliza ecológicamente el suelo contaminado.

Consideraciones futuras

En México existe muy poca información que evalúe y cuantifique el secuestro de carbono asociado a la remediación de sitios contaminados. De igual manera, poco se ha investigado sobre enlazar la fitorremediación con la producción de plantas con interés agroindustrial o energético. De esta manera se pueden resolver varios problemas críticos: gradual reducción de combustibles fósiles, contaminación del suelo y cambio climático global, entre otros.

Recientemente se reportó que plantas de *Ricinus communis* L., son capaces de producir, en suelos altamente contaminados con metales pesados, semillas con alto contenido de aceite (41-60%), las plantas no acumularon concentraciones relevantes de metales en su parte aérea, aceite ni torta (bioproducto resultante de la extracción de aceite). Esta planta colonizadora natural de sitios contaminados, útil para la estabilización de metales pesados y para disminuir su biodisponibilidad,

dispersión y riesgo para la salud de humanos, también puede utilizarse para la producción de bioenergéticos (Ruiz-Olivares *et al.*, 2013). Finalmente, el contenido de carbono en su biomasa fue de alrededor 43%, por lo que su contribución al secuestro de carbono podría evaluarse y cuantificarse más profundamente para sugerir su uso extensivo en la fitorremediación con un enfoque de servicio ecosistémico. Situación similar puede seguirse para otro tipo de plantas multipropósito, las cuales pueden ser relevantes en el secuestro de carbono en el suelo, en los créditos de carbono y la fitorremediación de los abundantes sitios contaminados que existen. Es importante hacer conciencia en la población para que valore el crecimiento de plantas y su beneficio al ambiente, para tal fin se requiere la educación ambiental de la población (Carrillo-González y González-Chávez, 2003).

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto FORDECYT 191357.

Bibliografía

- Báez-Pérez A., M. C. A. González-Chavez, J. D. Etchevers-Barra, C. Prat, C. Hidalgo-Moreno. 2010. Glomalina y secuestro de carbono en tepetates cultivados. *Agrociencia* 44:517-529.
- Carrillo-González R., M. C. A. González-Chávez. 2003. Educación Ambiental. Colegio de Postgraduados-Canadian International Development Agency. ISBN: 970-93635-0-6.
- Carrillo-González R., M. C. A. González-Chávez. 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*. 144:84-92.
- Carrillo-González R., M. C. A. González-Chávez. 2011. Tolerance to and accumulation of cadmium by the mycelium of the fungi *Sclerotium citrinum* and *Pisolithus tinctorius*. *Biological Trace Element Research*, DOI 10.1007/s12011-011-9267-7.
- Cuellar-Sánchez A., M. C. A. González-Chávez, Carrillo-González R. 2011. Production of extraradical mycelium and its metal immobilization capacity in the association *Glomus mosseae* BEG25-sorghum. *Revista Latinoamericana El Ambiente y las Ciencias* 1:1-11.
- EPA. 2011. Terrestrial carbon sequestration. Analysis of terrestrial sequestration at three contaminated sites remediated and revitalized with soil amendments. EPA-542-R-10-003.
- EPA. 2012. Carbon sequestration through reforestation. A local solution with global implications. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation (OSRTI).
- González-Chávez M. C. A., R. Carrillo-González, J. Pérez-Moreno. 2004a. *Asómate a conocer que es el Cambio Climático Global*. Colegio de Postgraduados-Canadian International Development Agency. ISBN: 970-93635-1-4.
- González-Chávez M. C. A., R. Carrillo-González, S. F. Wright, K. A. Nichols. 2004b. Role of glomalin, protein produced by hypha of arbuscular mycorrhizal fungi in the sequestration of potentially toxic elements. *Environmental Pollution* 130:317-323.
- González-Chávez M. C. A., M. C. Gutiérrez-Castorena, S. F. Wright. 2004c. Los hongos micorrízicos arbusculares en la agregación del suelo y su estabilidad. *Terra Latinoamericana* 22:507-514.
- González-Chávez M. C. A. 2005. Recuperación de suelos contaminados con metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizosféricos. *Terra Latinoamericana* 23:29-37.
- González-Chávez M. C. A., R. Carrillo-González, M. C. Gutiérrez-Castorena. 2009a. Natural attenuation in a slag heap contaminated with cadmium: The role of plants and arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Hazardous Materials* 161:1288-1298.
- González-Chávez M. C. A., R. Argumedo-Delira, R. Carrillo-González, P. González-Ramírez, G. Carrillo-Castañeda, R. Rojas, J. Cruz-Díaz. 2009b. Tolerancia y solubilización de cobre por rizobacterias aisladas de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Terra Latinoamericana* 27:17-25.
- González-Chávez M. C. A., J. A. Aitkenhead-Peterson, T. J. Gentry, D. Zuberer, F. Hons, R. Loeppert. 2010. Soil microbial community, C, N, and P responses to long-term tillage and crop rotation. *Soil and Tillage Research* 106:285-293.
- González-Chávez M. C. A., R. Carrillo-González. 2013. Tolerance of *Chrysanthemum maximum* to heavy metals: the potential for its use in the revegetation of tailings heaps. *Journal of Environmental Sciences* 25:1-9.



- Navarro-Noya Y. E., J. Jan-Roblero, M. C. A. González-Chávez, R. Hernández-Gama, C. Hernández-Rodríguez. 2010. Bacterial communities associated with the rhizosphere of pioneer plants (*Bahia xylopoda* and *Viguiera linearis*) growing on heavy metals-contaminated soils. *Antonie van Leeuwenhoek* 97:335-349.
- Ortega-Larrocea M. P., B. Xoconostle-Cázares, I. E. Maldonado-Mendoza, R. Carrillo-González, J. Hernández-Hernández, M. Díaz-Garduño, M. López-Meyer, L. Gómez-Flores, M. C. A. González-Chávez. 2010. Plant and fungal biodiversity from metal mine wastes under remediation at Zimapan, Hidalgo, Mexico. *Environmental Pollution* 158:1922-1931.
- Ruiz-Olivares A., R. Carrillo-González, M. C. A. González-Chávez, R. M. Soto-Hernández. 2013. Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. *Journal of Environmental Management*. Consultado en <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.023>.
- Sánchez-López A., M. C. A. González-Chávez, R. Carrillo-González. 2012a. Plants growing on mine tailings avoid dispersion and contribute to stabilization of potentially toxic elements. 9th International Phytotechnologies Society. Hasselt, Belgium.
- Sánchez-López A., M. C. A. González-Chávez, R. Carrillo-González. 2012b. Particle deposition containing metal on vegetation growing around a tailing mine in Hidalgo, México. *Urban Environmental Pollution Conference*, Amsterdam.
- Solís-Domínguez F., M. C. A. González-Chávez, R. Carrillo-González, R. Rodríguez-Vázquez. 2007. Accumulation and localization of Cd in *Echinochloa polystachya*. *Journal of Hazardous Materials* 141:630-636.

3.2 Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe: una herramienta innovadora para el desarrollo de políticas y sensibilización

Cruz-Gaistardo Carlos O.¹; Gardi Ciro² y Montanarella Luca²

¹GRENASER, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Chiconautla 8, Lomas de Cristo, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: carloscruzg@yahoo.com.mx

²JRC, Joint Research Centre, Institute for Environment & Sustainability (IES), European Commission - DG JRC. Via E. Fermi, 2749. I-21027 Ispra (VA), ITALY.

Resumen

Los suelos son esenciales para proveer el alimento y la energía necesaria para una población en rápido crecimiento. Las presiones sobre el suelo serán cada vez mayores requiriéndose un enfoque preventivo de sostenibilidad para mantener dentro de un umbral sostenible los procesos de degradación. El conocimiento sobre los suelos y sus funciones en la región latinoamericana es fundamental. Mejorar la comunicación con la sociedad civil y sensibilizarla sobre la importancia del suelo son tareas importantes para la ciencia y los responsables del desarrollo. Hoy, cuando los problemas globales de seguridad alimentaria y de adaptación y mitigación al cambio climático son primordiales, los suelos son nuevamente reconocidos como el recurso clave al cual recurrir. Con el objetivo de llenar el vacío de comunicación entre ciencia y sociedad, el Centro Común de Investigación (JRC), financieramente soportado por la Dirección de Cooperación y Desarrollo de la Comisión Europea, ha publicado este año el Atlas de Suelos de América Latina y el Caribe. Esta publicación es un esfuerzo común de 19 países de la región, así como de organizaciones internacionales y europeas como la FAO. De esta manera el trabajo conjunto entre científicos de suelos de América Latina, de Europa y de las Sociedades de la Ciencia del Suelo reforzará la base de conocimientos sobre suelos en la región.

Palabras clave: suelo, Latinoamérica, Caribe, atlas, JRC.

Introducción

En la V Cumbre de la Unión Europea y los países de Latinoamérica y el Caribe, efectuada en mayo de 2008, se firmó la Declaración de Lima, en la que se establecía el desarrollo sostenible (medio ambiente, cambio climático y energía), como uno de los temas clave para la cooperación biregional, y se identificaba el Programa EUROCLIMA como uno de los instrumentos para fortalecer esta lucha conjunta contra el desafío del calentamiento global.

El Atlas es uno de los resultados del programa EUROCLIMA, el cual hace hincapié en el cambio climático y tiene como objetivo unificar la información sobre los diferentes tipos de suelos mediante mapas legibles, textos sencillos, fotografías y gráficos de alta calidad. Los mapas de suelos presentados en el Atlas se fundamentan en la base de datos SOTER 1:5 000 000, actualizada y validada en función de la información proporcionada por los países de América Latina y el Caribe.

En el caso de México las escalas de representación son 1:3 000 000 (Figura 1) y 1:250 000. Una sección concreta está dedicada a la participación de los grupos étnicos en el conocimiento científico de los suelos (Etnopedología).

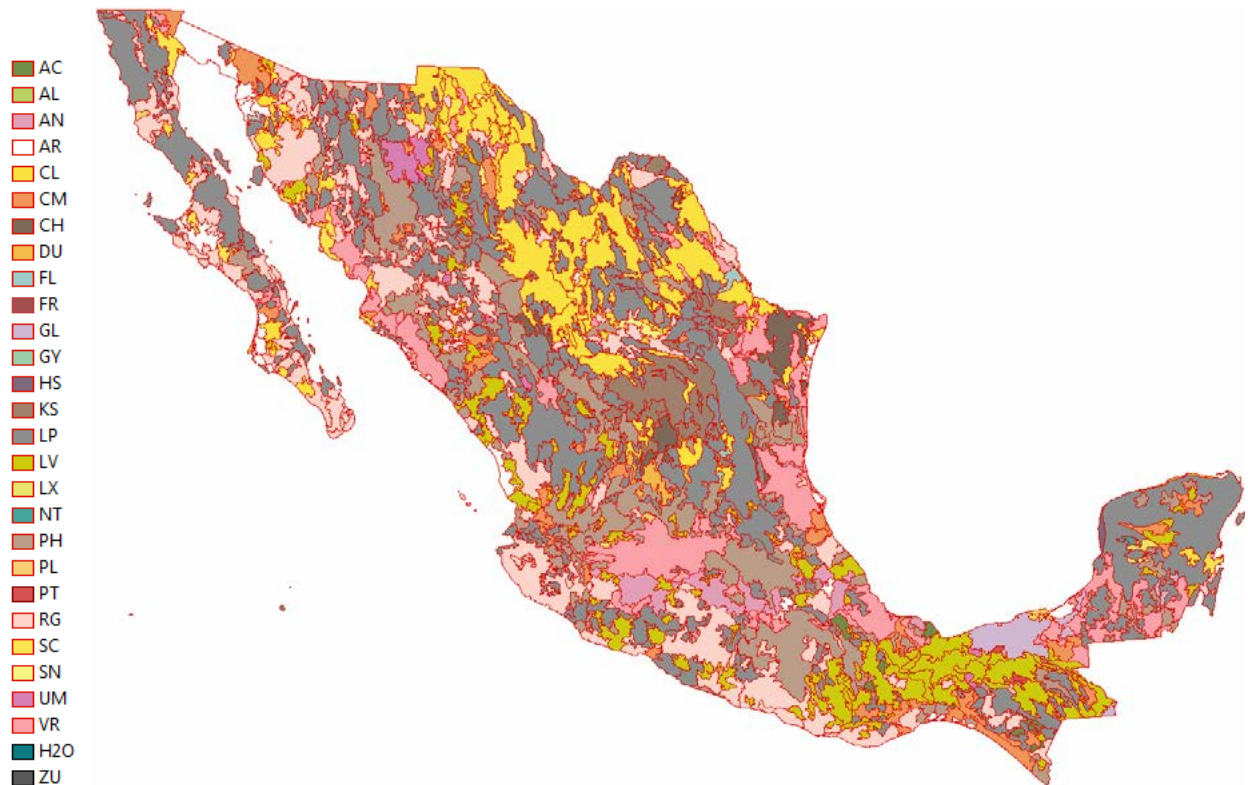


Figura 1. Mapa de suelos de la República Mexicana 1:3 000 000. Fuente: Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe, derivado de un proceso de generalización del Mapa de Suelos 1:250 000 (INEGI).

Materiales y métodos

Panel de expertos en génesis, morfología, taxonomía, fertilidad, cartografía, monitoreo, enseñanza, gestión y comunicación del recurso suelo. Recopilación e integración cartográfica. Análisis de datos y síntesis documental.

Resultados y discusión

América Latina emite actualmente un total de 3.9 Tg de GEI cada año que corresponde al 3.77% de las emisiones del planeta. La emisión anual por habitante es de 1.96 ton C, tres veces menor que la emisión promedio del habitante en Estados Unidos, pero se estima que en 30 años el consumo energético será similar al de los países desarrollados. De acuerdo con el Fourth Assessment Report (AR4) del IPCC la temperatura media superficial de la tierra se ha incrementado 0.74 °C en los últimos 140 años (1860-2000) (Figura 2). En los últimos 40 años las regiones con mayor aumento en su temperatura media han sido Brasil y el norte de México (Figura 3).

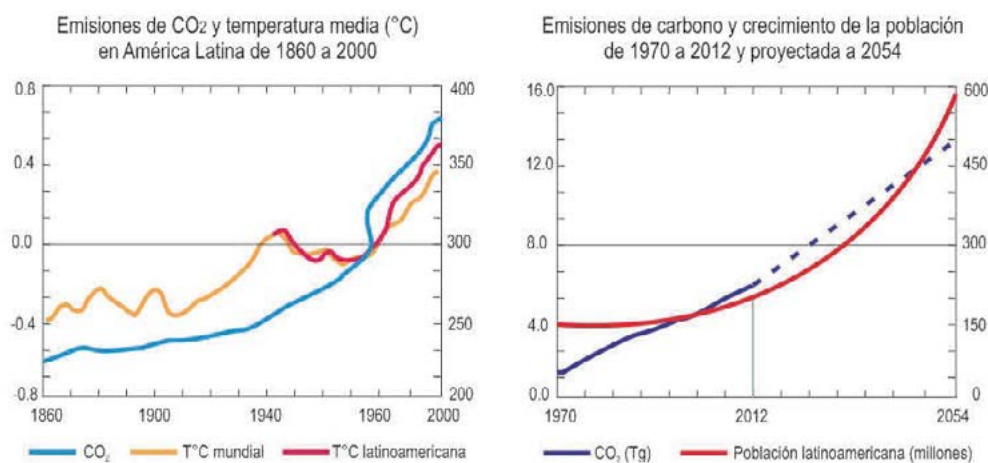


Figura 2. Evolución de las emisiones de carbono frente al aumento de la temperatura media y el crecimiento poblacional en América Latina.

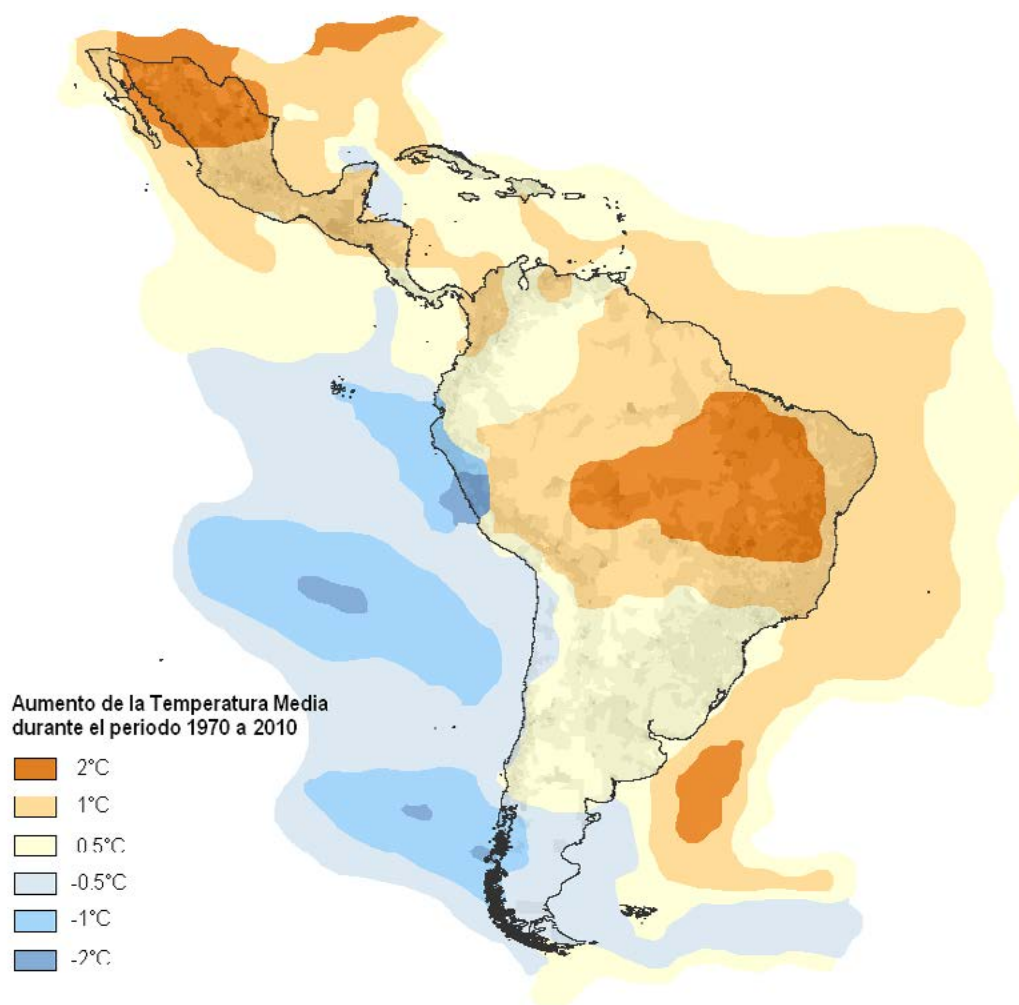


Figura 3. Aumento de la temperatura media en la superficie de América Latina de 1970 a 2010.

Los gases más importantes en el monitoreo de los países adscritos a la Convención Marco de Naciones Unidas son el dióxido de carbono, metano y el óxido nitroso.

El dióxido de carbono (CO₂) se produce principalmente por la quema de combustibles fósiles, la erosión del suelo y por la deforestación al exponer la hojarasca y el humus directamente al calor del sol. En América Latina los países con más emisiones netas de CO₂ son Brasil, México y Argentina y los países con mayor emisión por habitante son Brasil, Bolivia y Venezuela. Existen países como Perú, Bolivia, Cuba, Costa Rica y la República Dominicana donde el suelo es el eje principal de las actividades con mayor emisión de gases de efecto invernadero: la agricultura y el cambio de uso de la tierra. Otros países relativamente más industrializados como México, Brasil y Venezuela tienen en la generación de energía y la industria sus fuentes principales de emisión (Figura 4).

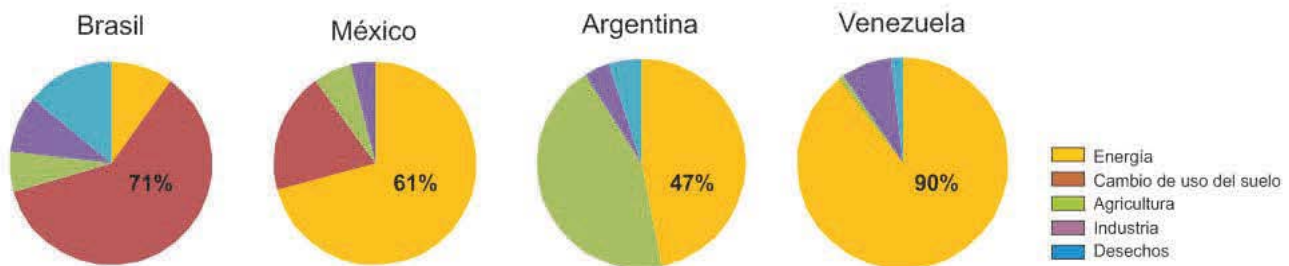


Figura 4. Emisión de GEI por sector de emisión en cuatro países latinoamericanos seleccionados con diferente perfil en su consumo energético.

Brasil pierde más de dos y medio millones de hectáreas de bosque al año, más que ningún país en el mundo. El cambio de uso de suelo en el Amazonas genera el 51.5% de las emisiones de GEI en este país. Le sigue en magnitud de daños México con cerca de un millón de hectáreas de bosque devastadas al año y después Perú con 400 mil. Argentina y la Mata Atlántica en Brasil son otros casos relevantes donde 70% del bosque ya desapareció (Figura 5).

Los programas oficiales e iniciativas empresariales o civiles con fines de restauración ambiental se orientan en su mayoría a proteger o ampliar los bosques y en menor medida a proteger al suelo. En cualquier caso América Latina tiene aún un gran desequilibrio entre las acciones positivas y negativas.

Fuentes oficiales registran que por cada 8 hectáreas deforestadas solo una es reforestada. Si consideramos los valores más extremos observamos que Brasil y México tienen la proporción más preocupante, 40 has deforestadas por cada 1 reforestada frente a países más pequeños pero con mejores políticas de conservación como Cuba, Guatemala o Costa Rica donde la proporción disminuye hasta 3 hectáreas deforestadas por cada hectárea en reforestación.

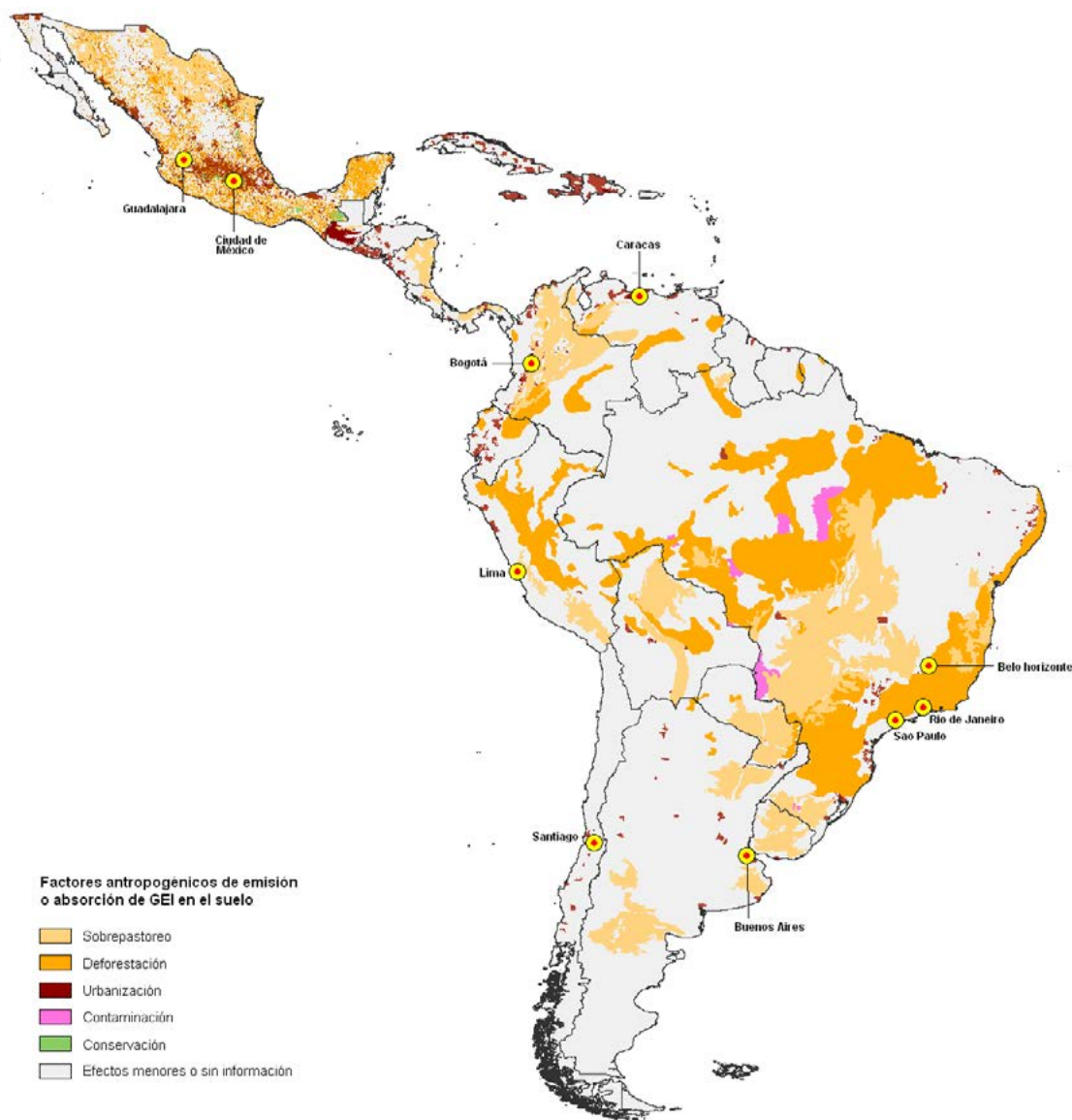


Figura 5. Factores antropogénicos de emisión o absorción de gases de efecto invernadero en el suelo.

El cambio climático afectará directamente al suelo por las modificaciones al patrón de lluvias y una creciente evapotranspiración que generará un clima más extremo y condiciones más propicias para extender la degradación del suelo y su desertificación. Las zonas con mayor erosión recibirán mayor frecuencia de granizadas y lluvias torrenciales como los valles interandinos de Bolivia, principalmente en las zonas con intenso pisoteo de ovinos o bovinos situados en pendientes favorables para el mayor escurrimiento superficial como es el caso de Neuquén, Chubut y Río Negro para el caso de Argentina (Figura 6). Otras regiones con intensa erosión por cambios en el uso del suelo se encuentran en las selvas y sierras del Perú, con foco de atención especial en Mollebomba. Los deslaves son también una forma de erosión masiva que representa un alto riesgo natural por la magnitud de sus daños. En México, Guatemala, Perú y Bolivia han ocurrido más de mil decesos por esta causa en los últimos diez años.

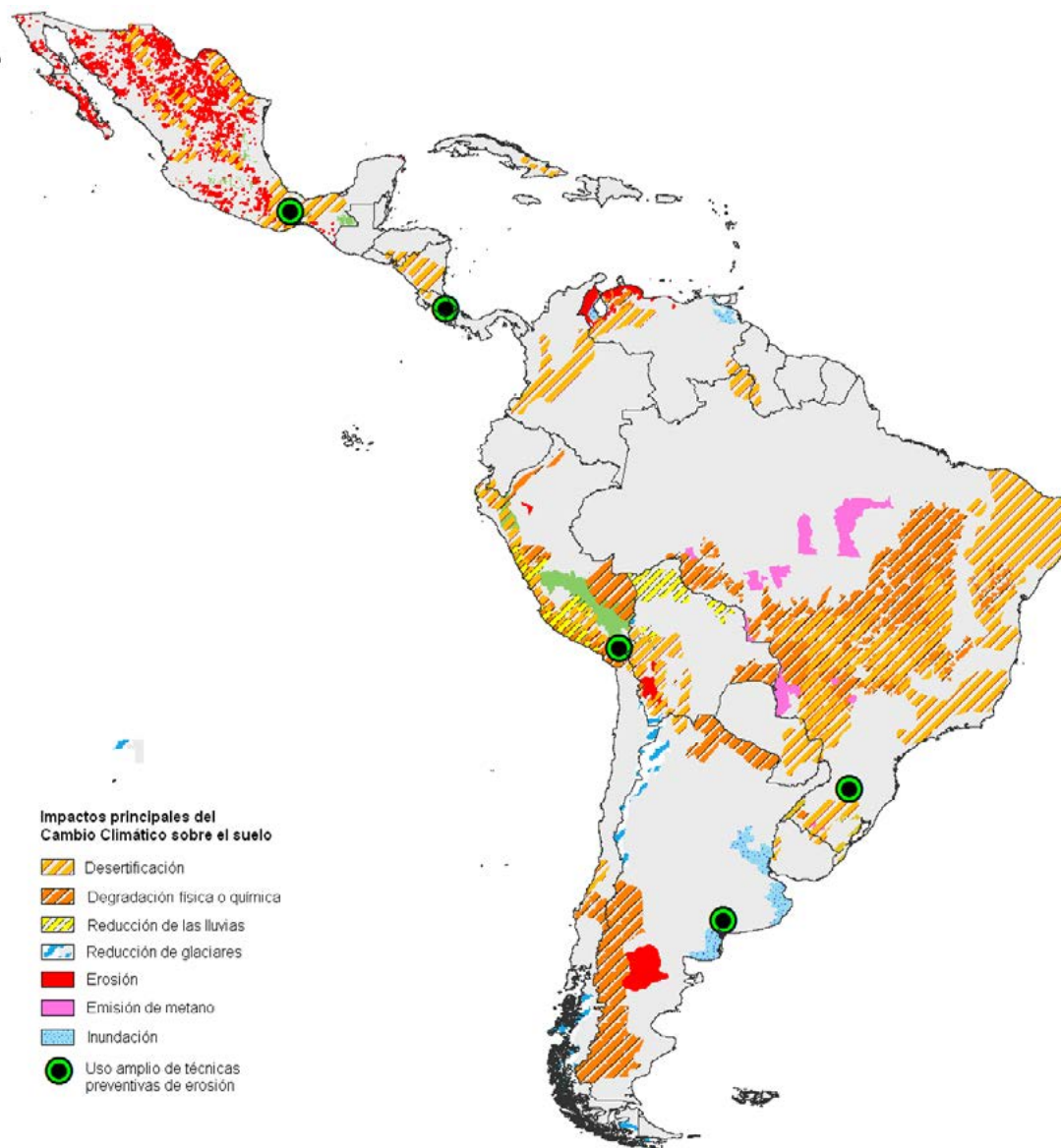


Figura 6. Impactos principales del cambio climático sobre el suelo de América Latina.

Conclusiones

¿Qué debemos hacer? Sabemos que las emisiones de CO₂ aumentarán entre 55 y 70% entre 2012 y 2030. Por ello es necesario incrementar la eficiencia energética, detener la deforestación, sobrepastoreo, el uso excesivo de fertilizantes y disminuir la erosión debido a que el suelo es por ahora el único recurso para el almacén terrestre de CO₂ capturado. Se pueden observar diversas formas en las que el cambio climático provoca la degradación del suelo: reducción de glaciares, erosión y compactación del suelo, deslaves, inundaciones y mineralización de la materia orgánica.

Agradecimientos

Se agradece a los organizadores del Simposio Mexicano de Carbono 2013 por su apoyo en la difusión del Atlas Latinoamericano de Suelos y del Caribe. (Figura 1).

3.3 Estrategia metodológica para implementar esquemas de compensación por mejores prácticas productivas en tierras de pastoreo del estado de Nuevo León

Rojas-Cervantes Cecilia¹; Manzano Mario G.² y Hernández Julieta¹

¹Programa de Graduados, Maestría en Sistemas Ambientales, Tecnológico de Monterrey - Campus Monterrey, Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Col. Tecnológico, Monterrey, N.L. México.

²Centro de Calidad Ambiental, Tecnológico de Monterrey - Campus Monterrey, Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Col. Tecnológico, Monterrey, N.L. México. Autor para correspondencia: mario.manzano@itesm.mx

Resumen

El desacertado manejo de los paisajes ganaderos trae consigo el detrimento de las tierras de pastoreo y sus servicios ecosistémicos, con el consecuente deterioro de los sistemas de producción. Fijando las presiones que ejerce la actividad ganadera extensiva a los componentes del ecosistema y las medidas para mitigar su impacto, se estableció un esquema de compensación por mejores prácticas productivas. Este esquema, a partir de las herramientas de la prospectiva estratégica, propone las prácticas para propiciar la rehabilitación de las tierras de pastoreo del estado de Nuevo León y se pronostican beneficios por la oferta de los servicios ecosistémicos. Se presenta asimismo la estrategia, basada en el sistema METAS, para implementar el esquema en una localidad piloto y se identifican los actores responsables de su ejecución. La estrategia propuesta se centra en activar cada una de las líneas de acción del modelo, con la finalidad aumentar el potencial de almacenamiento de carbono en las tierras de pastoreo y orientar la ganadería extensiva hacia sistemas de producción sostenibles.

Palabras clave: prácticas ganaderas, prospectiva, tierras de pastoreo, carbono.

Abstract

The unwise handling of livestock landscapes brings the expense of grazing land and ecosystem services, with consequent deterioration of production systems. By fixation the pressures that extensive livestock activity cause on ecosystem components and measures it in order to mitigate their impact, established a compensation scheme for best production practices. This scheme, based on the strategic foresight tools, proposed the practices to promote the rehabilitation of grazing lands state of Nuevo León and benefits are forecasted for the offer ecosystem services. We also present the strategy based on the SMART GOALS system to implement the scheme on a pilot locality and identify the actors responsible for their implementation. The proposed strategy focuses on activating each one of the action lines of the model, in order to increase the potential for carbon storage in grazing lands and orientate the livestock extensive to sustainable production systems.

Key words: livestock practices, prospective, grazing lands, carbon.

Introducción

La falta de conciencia de conservación y mantenimiento de los ecosistemas ha originado la degradación de los servicios ecosistémicos mediante los cuales se mantiene directa o indirectamente nuestra calidad de vida. No obstante, se está tratando de mantener estos servicios ecosistémicos mediante diversos enfoques de conservación, los cuales, si bien son necesarios, no han resultado suficientes frente a las crecientes presiones.



Por lo tanto, es necesario mejorar la eficiencia de los recursos y contribuir de forma significativa en la reducción de Gases Efecto Invernadero (GEI). Es importante destacar que según INIFAP-SAGARPA-CENID (2011), más del 85% de la superficie estatal de Nuevo León tiene un uso del suelo ganadero, el cual contribuye en el balance negativo de captura de carbono en el sector de la Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra (denominado AFOLU, por sus siglas en inglés), dado que actúa como fuente emisora de gases con efecto invernadero y no como sumidero de carbono, según se estipula en el Programa de Acción ante el Cambio Climático para el estado de Nuevo León (ITESM, 2010).

De modo que, para asegurar la demanda futura de productos pecuarios, es necesario mejorar la productividad de las tierras, así como frenar el detrimento de las tierras de pastoreo y los hábitats naturales. Por consiguiente, es de significativa importancia la protección de la cobertura vegetal, ya que la pérdida de su calidad puede cambiar la composición y densidad de las especies presentes, afectando su estructura y funcionamiento y tener efectos negativos.

Sin embargo, es evidente que el sector pecuario presenta obstáculos en la interacción de la ganadería- ambiente, entre los cuales se puede mencionar la falta de conocimiento de los productores, los consumidores y los responsables de las políticas públicas sobre el impacto de la actividad pecuaria al ambiente. Así como, la degradación de grandes tierras de pastoreo mediante el desmonte para obtener pastos, realizada por la ganadería extensiva, liberando a la atmósfera grandes cantidades de carbono almacenado en la vegetación y el suelo, las cuales desencadenan importantes efectos ambientales. Por el contrario, cuando se realizan prácticas de manejo en la tierra degradada, las tierras de pastoreo pueden convertirse en sumideros netos de carbono de la atmósfera (FAO. O. d., 2009).

Este estudio está orientado a promover un equilibrio entre la problemática ambiental asociada a los sistemas extensivos y la productividad ganadera, a través de una estrategia de conservación y desarrollo. De esta manera se prevé una disminución en los procesos de degradación de modo que sea posible, por medio de la gestión de las tierras de pastoreo, evitar la pérdida de carbono y proyectar soluciones técnicas que mitiguen tanto los efectos de la producción pecuaria en el cambio climático como los efectos de éste en la producción ganadera.

Materiales y métodos

El área de estudio se definió geográficamente a partir de la clasificación de los tipos de cobertura vegetal de acuerdo a su uso potencial como especies forrajeras, según las capas de uso de suelo y tipos de cobertura vegetal del año base 2007 (INEGI, serie IV).

El método utilizado en esta investigación consta de cuatro etapas: diagnóstico, criterios para evaluar el esquema de compensación, análisis de actores y plan de operación del esquema de compensación. La etapa de diagnóstico se realizó con apoyo del método Delphi (Astigarraga, 2002; Félix, 2008) y consistió en la elaboración de un cuestionario tipo Likert, donde 28 expertos en el tema de ganadería asignaron una graduación sobre la importancia que tenía para ellos cada uno de los factores propuestos. Posteriormente se analizó la información obtenida para determinar la situación actual de las tierras de pastoreo en el estado de Nuevo León. Las prácticas productivas propuestas en el esquema, fueron definidas a partir del Análisis Estructural. Este procedimiento consistió en definir las prácticas ganaderas, detección de la influencia que ejercen unas sobre otras y la determinación de las prácticas que pueden incidir positivamente en los predios ganaderos, esto con la finalidad de orientarlos hacia la sostenibilidad.

Además, fue preciso analizar el comportamiento de los actores involucrados en la implementación del esquema de compensación, para lo cual se utilizó la herramienta de MACTOR (Arcade *et al.*, 2004).

Con base a la información obtenida de las etapas anteriores, se estableció el plan de operación del esquema de compensación, que se encuentra estructurado en tres pasos: Organización y prueba piloto, incorporación de resultados obtenidos e implementación. Dicho esquema se fundamenta en el sistema METAS y consiste en activar cada una de sus líneas de acción del modelo propuesto para alcanzar los objetivos establecidos.

Resultados y discusión

Para caracterizar las prácticas ganaderas en el área de estudio se realizó el diagnóstico de la situación actual, por medio del método Delphi, con la participación de especialistas en el tema de ganadería. Este método se caracteriza por producir una serie de iteraciones sobre las mismas cuestiones al mismo universo de personas. En nuestro caso de estudio, se realizaron tres cuestionarios dirigidos a los sectores productivo, académico y gubernamental; con la finalidad de buscar acuerdos y confrontar los distintos intereses.

Para conocer las prácticas realizadas actualmente, se les preguntó el porcentaje de productores que las realizan; además se solicitó que indicaran en qué grado contribuyen en la captura de carbono, con el propósito de determinar las prácticas que se necesitan impulsar para incrementar este servicio ambiental (Figura 1).

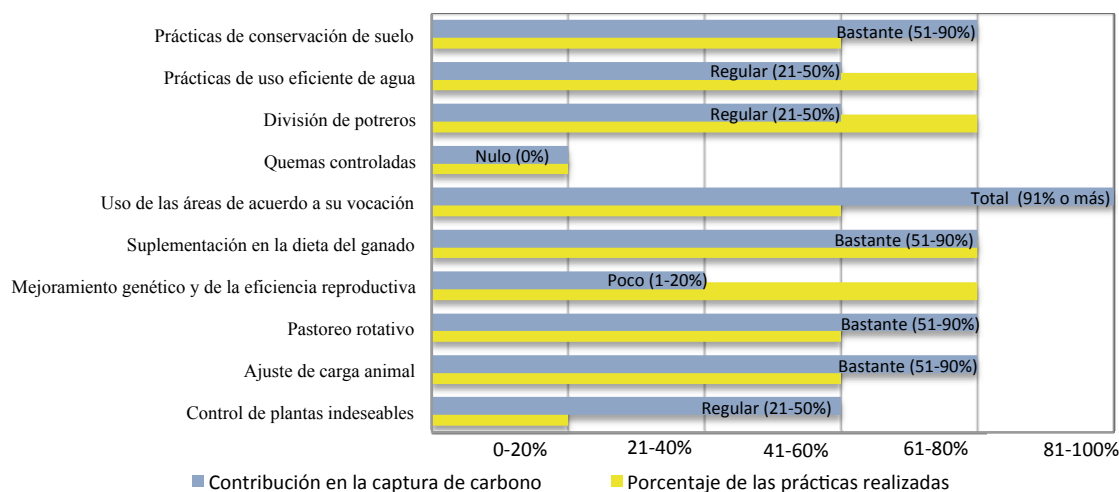


Figura 1. Prácticas realizadas y grado en que contribuyen a la captura de carbono según la opinión de los expertos encuestados. Fuente: Elaboración propia.

El ajuste de carga animal según los expertos es una práctica que podría contribuir bastante a la captura de carbono (51-90%), sin embargo solo el 50% aproximadamente de los ganaderos la práctica. Por lo tanto, se deberá incentivar la realización de esta práctica para rehabilitar las tierras de pastoreo. Además, la disposición de los ganaderos para realizar las prácticas sostenibles en los sistemas extensivos de producción es buena (51-90%), según lo afirman los panelistas.

Se indagó sobre las estrategias de manejo de los recursos adoptadas por los productores. Se observó que, a futuro, estas estrategias están orientadas principalmente a mejorar el sistema de producción. El uso inadecuado de los recursos en los sistemas extensivos de producción animal puede alterar las funciones del ecosistema. Según la opinión de los expertos, el sobrepastoreo es el principal impacto ocasionado por la ganadería y es el factor que afecta en mayor grado la productividad de los sistemas extensivos.

A partir de las particularidades de las prácticas productivas de acuerdo a su posición en los ecosistemas de las tierras de pastoreo, se determinaron cuales podrían evaluar permanentemente el grado de mejora en las tierras de pastoreo de Nuevo León y se prevé que aumenten la oferta de servicios ecosistémicos, a través de su uso (Cuadro 1).

Cuadro 1. Prácticas ganaderas

Prácticas ganaderas para rehabilitar las tierras de pastoreo en Nuevo León
Plan y comercialización de la producción
Manejo del hábitat para el ganado, flora y la fauna silvestre
Planificación del sistema de pastoreo
Determinar y ajustar de forma dinámica la capacidad de carga animal

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del Análisis Estructural

En el análisis de actores se descubrió que las organizaciones trabajan bajo objetivos similares, sin embargo, sus programas se llevan a cabo de forma fragmentada y con un amplio grado de libertad, en base a su jerarquía. De forma que, se presentan puntos críticos como la concientización, transferencia de tecnologías, objetivos fragmentados, entre otros, en los sistemas de producción. Empero, se puede aprovechar esta identificación para establecer medidas que permitan actuar sobre ellos.

En esta investigación se propuso la operación del esquema de compensación. La estrategia para la implementación del esquema se centra en alinear los esfuerzos individuales de los actores en torno a objetivos colectivos. Por lo que la operación del esquema de compensación siguiendo la ruta crítica establecida que se encuentra estructurada en tres pasos (Organización y prueba piloto, Incorporación de resultados obtenidos e Implementación) en las que se reúnen los conocimientos adquiridos en la presente investigación y se promueve la participación conjunta de los actores clave y contribuir al logro de los objetivos comunes.

Las acciones para mitigar los efectos de la ganadería extensiva a los paisajes rurales resultan inminentes. Se deberán establecer las actividades necesarias para eliminar el mayor número de barreras para que la implementación del esquema pueda ser posible.

Este estudio permitió abrir un foro para la participación de los expertos en el tema de ganadería de los distintos sectores, a partir de las herramientas de la prospectiva estratégica. Se espera que una vez establecido este precedente, se facilite la toma de acuerdos y consensos respecto a las estrategias y prácticas que deberán implementarse para convertir a los sistemas ganaderos extensivos en una actividad productiva sostenible.

Conclusiones

No cabe duda que las acciones para mitigar los efectos de la ganadería extensiva a los paisajes rurales resultan inminentes, y como resultado de ello se han emprendido diferentes estrategias para contrarrestar sus efectos. Por lo tanto, resulta imperiosa la necesidad de un plan para la implementación del esquema de compensación por mejores prácticas ganaderas para que los sistemas productivos de ganadería extensiva en el estado de Nuevo León logren orientarse hacia la sostenibilidad.

Agradecimientos

A los expertos de los sectores productivo, gubernamental y académico del estado de Nuevo León que participaron en el desarrollo de esta investigación, por siempre mostrar un interés genuino y una disposición inigualable a colaborar y expresar sus opiniones tan valiosas y ricas en conocimiento.

Bibliografía

- Arcade J., M. Godet, F. Meinier, F. Roubelat. 2004. Análisis Estructural con el método Micmac, y estrategia de los actores con el método Mactor. *Futures Research Methodology* 165-233.
- Astigarraga E. 2002. El método Delphi. Vizcaya, España: Universidad de Deusto San Sebastián.
- FAO. O. d. 2009. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2009. Roma, Italia: Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica.
- Félix O. M. 2008. El método Delphi, prospectiva en Ciencias Sociales. EAN 64:31-54.
- INIFAP-SAGARPA-CENID. 2011. Ajuste de carga animal en tierras de pastoreo. Cuajimalpa, D.F.: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.
- ITESM. 2010. Programa de acción ante el cambio climático para el estado de Nuevo León. Tecnológico de Monterrey , Centro de Calidad Ambiental. México.



3.4 Valoración ambiental una perspectiva socio-cultural de un ecosistema acuático como alternativa al desarrollo sustentable: caso Lago de Cuitzeo, Michoacán

Sánchez-Gómez Angélica¹ y Guerrero-García Rojas Hilda R.²

¹División de estudios de posgrado, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán México. Autor para correspondencia: angelicasanchezgomez@gmail.com

²Facultad de Economía, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán México.

Resumen

Toda acción de transformación del entorno natural por parte de la humanidad nace de las asignaciones del valor que los individuos hacen a los recursos ecosistémicos. Debido a que el tema del valor de los recursos naturales es inseparable de las decisiones que se toman para el manejo de los sistemas ecológicos, la infravaloración por el desconocimiento del papel de las estructuras y funciones de los ecosistemas ocasiona degradación progresiva e irreparable. Este trabajo tiene como objetivo conocer las asignaciones de valor a través del método de valoración contingente sobre la percepción socio-cultural del lago, no sólo porque éste les proporcione servicios ambientales representados en beneficios económicos o tangibles, sino por todos aquellos servicios ecosistémicos que el lago ofrece y que no son percibidos. La importancia de este vaso lacustre radica en que es el segundo cuerpo de agua de origen natural más grande de la República Mexicana, el cual produce varios beneficios a la región, regula el clima de la misma, ofrece sustento y hábitat a diversas especies, apoya a la economía de comunidades aledañas que practican la pesca y la agricultura de riego. Los resultados mostraron que para los usuarios del ecosistema ya sea directa o indirectamente, es de suma importancia procurar su conservación por los servicios que éste les proporciona, no sólo por aquellos servicios tangibles sino también por los servicios intangibles como los culturales, además de que dicha valoración pueda ser encaminada para el propio desarrollo de la comunidad alcanzando así la sustentabilidad.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, valoración contingente, conservación, Lago de Cuitzeo.

Abstract

Every action of transformation of the natural environment of mankind born of value assignments that individuals make to the ecosystemic resources. Rightly the issue of the value of natural resources are inseparable from the decisions (actions) taken to manage ecological systems. The undervaluation by ignorance of the role of the structures and functions of ecosystems causes progressive and irreversible degradation. This study aims to determine the assignments as trough the contingent valuation method, on the socio-cultural perception of the lake. Not only because it provides environmental services represented in tangible and economic benefits, but all those ecosystems services that lake offers but that are not perceived. The importance of this lake is that is the second body of natural water biggest in Mexico, which produces several benefits to the region, regulates the climate, provides food and habitat for various species, supports the economy of surrounding communities engaged in fishing and agriculture irrigation. The results showed that the ecosystems for users either directly and indirectly is paramount to ensure its preservation for the services it provides, not only for services but also for tangible and intangible services, such as cultural. Besides that this valuation can be routed to the own development of the community reaching the sustainability.

Introducción

Existe una estrecha relación entre el desarrollo y el medio ambiente el cual a su vez atrapa nuevas significancias con el devenir del cambio global en los procesos de producción y el incesante pronóstico del agotamiento de los recursos naturales. Con la modernización e industrialización se había pensado solamente en el desarrollo como crecimiento; sólo crecer para desarrollarse. Dejando de lado la igualdad, la construcción cultural y el mantenimiento de los sistemas ecosistémicos. Se ha puesto ya en evidencia que el crecimiento nos ha llevado a un proceso de deterioro del medio ambiente.

Nuevas opciones de aprovechamiento que producen un acercamiento basado en la valorización son exploradas en escenarios locales iniciando así la conjugación de factores que inciden en un afortunado manejo ambiental. Lamentablemente las comunidades locales que tienen acceso a los recursos naturales, y en específico los usuarios directos de los mismos, otorgan prioridad a los beneficios económicos que pueden obtener de sus actividades relacionadas con el ecosistema, por lo que desconocen el valor que otorgan y ofrecen los servicios ambientales, y que difícilmente son percibidos por los usuarios, haciendo un uso deficiente e irracional de los recursos (Pagiola *et al.*, 2003).

Debido a esto la necesidad de asignar un valor a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos se debe a que el funcionamiento de los sistemas naturales tiene lugar al margen del mercado. Lo que desde el punto de vista económico, genera externalidades importantes en las que no se reconoce su aporte a la generación de valor dentro del mercado. Las valuaciones económicas de los servicios ecosistémicos resultan fundamentales para el análisis de los impactos positivos y negativos de distintas prácticas de manejo y de distintas políticas. De esta manera se han podido identificar las externalidades negativas o positivas de acciones específicas, internalizar los costos y hacer un uso más sustentable. Esto contribuye a una mejor asignación de los recursos escasos (Heal, 2000).

El método de valoración contingente resulta una herramienta metodológica que permite basarse en la información que proporcionan las propias personas cuando se les pregunta sobre la valoración de un determinado bien o servicio ambiental, debido a su carácter de ser un método directo, en lugar de realizar estimaciones sobre la base de conductas que se observan en el mercado (Azqueta, 1994). Asimismo, el método de valoración contingente es el único que permite calcular el valor económico total de un bien o servicio ambiental, dado que es capaz de estimar tanto valores de uso como de no uso, siendo estos últimos los responsables de su gran difusión debido a que ningún otro método puede capturarlos.

Por lo que el objetivo de este trabajo fue valorar, a partir del método de valoración contingente, los servicios ecosistémicos que el lago de Cuitzeo produce pero no sólo por aquellos servicios que son tangibles, en este caso como los de aprovisionamiento; sino también por aquellos servicios ecosistémicos que son difícilmente percibidos como lo son los servicios culturales, siguiendo a Cristeche y Penna (2008) se analizaron los conceptos de valor que son analizados dentro de la descomposición del Valor Económico Total (VET) de un recurso.

Materiales y métodos

El área de interés para el desarrollo de la investigación dentro de la cuenca del lago de Cuitzeo, es la cabecera municipal que lleva el mismo nombre, esto debido a su cercanía e interacción con el lago; sus atributos sociales, culturales y económicos se insertan dentro de un marco con extensas posibilidades para la aplicación del método de valoración contingente, con estos elementos se pudo averiguar la asignación de valor que se otorga a los servicios ecosistémicos tanto de aprovisionamiento como culturales de dicho vaso lacustre.



En un primer paso fue necesario identificar los tipos de servicios ecosistémicos que provee el lago, a partir de la bibliografía revisada (Aguilera *et al.*, 2007; Almeida *et al.*, 2007; Ávila, 2007; Binning *et al.*, 2001; Boyd y Banzhal, 2007; Castello *et al.*, 2007; Constanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005; Kearns *et al.*, 1998; Meynard *et al.*, 2007; Mooney y Ehrlich, 1987; Pérez, 2007; Quétier *et al.*, 2007; Sanjurjo e Islas-Cortés, 2007; Thrush y Dayton, 2010; Wunder *et al.*, 2007), se concluyó que nos apoyaríamos para nuestro estudio en la metodología dada por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, la cual hace cuatro grandes divisiones entre los servicios de aprovisionamiento (productos obtenidos de la naturaleza), servicios de regulación (beneficios obtenidos de la regulación de los procesos ecosistémicos), servicios culturales (beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas) y los servicios de soporte (servicios necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos). Si bien es cierto el lago provee de todos estos servicios ecosistémicos, sin embargo por el corte socio- económico- cultural que se pretendió dar a la investigación, los servicios a analizar y comparar son los de aprovisionamiento (pesca, agua, fibra) y los culturales (espirituales y religiosos, recreación y ecoturismo, estéticos, fuente de inspiración, educativo, sentido del lugar y herencia cultural).

Seguido de esto, el segundo paso fue identificar qué tipos de valores dentro de la descomposición del VET de los recursos ambientales serían estudiados. Considerando que serían analizados los servicios de aprovisionamiento y culturales se insertan por la descomposición del valor, en valores de uso y de no uso. Dentro de los valores de uso, se analiza la clasificación que pertenece al valor de uso directo; ya que hace referencia a los bienes y a los servicios del ecosistema que son utilizados de manera directa por los seres humanos y que abarcan a los servicios de aprovisionamiento puesto que éstos proporcionan el sustento básico de la vida humana además de que son todos aquellos que se obtienen de la naturaleza, aunque también dentro del valor de uso directo se pueden identificar ciertos servicios ambientales cuyo consumo no implica una disminución en el stock o flujo total de los mismos, como lo es el caso del disfrute de actividades culturales y de recreación que no se asocian con la generación de productos, que también abarcan al otro tipo de servicios que se desea analizar, los del tipo culturales. Dentro del Valor de no uso o también llamados valor de conservación o de existencia, se encuentran todos aquellos que son disfrutados por las personas simplemente por saber que un servicio ambiental existe, aún si no esperan hacer uso del mismo de forma directa o indirecta a lo largo de todas sus vidas. Éstos incluyen generalmente valores históricos, nacionales, éticos, religiosos y espirituales profundamente arraigados que las personas asignan a los ecosistemas, los valores pues que se reconocen como servicios culturales de los ecosistemas. (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

Con estos elementos se procedió al análisis y estimación de la muestra proporcional, con un universo de 10 239 personas que habitan en la cabecera municipal Cuitzeo, el tamaño de muestra es de 193 individuos a encuestar. El diseño de la encuesta se enmarcó dentro de los lineamientos de la valoración contingente, el cual trata de averiguar la valoración que las personas otorgan a los cambios en el bienestar que les produce la modificación en las condiciones de oferta de un bien ambiental, a través de la pregunta directa (Azqueta, 1994). Cabe mencionar que dentro de la estructura de la encuesta se destinó un bloque o sección que trata sobre la disposición a pagar por parte de los usuarios por la conservación de los servicios ecosistémicos que les provee el lago, por un lado de los servicios de aprovisionamiento y por otro los culturales, y si existe alguna marcada preferencia entre un servicio u otro.

Resultados y discusión

Teniendo como marco lo ya expuesto se obtuvo que de la muestra, un 58% pertenece al sexo femenino, en su mayoría dedicadas al hogar y al comercio, el 42% restante hombres que se dedicaban al campo, como empleados y en algunos casos como pescadores. Más de la mitad de las personas encuestadas eran casadas. La edad promedio de entre los encuestados fue de 43.19 años.

Los resultados mostraron que para la población entre los servicios de aprovisionamiento, de menor a mayor importancia, tenemos que sólo 6% cree que el lago les provee de agua, 45.2% cree les provee de fibra (tule) y un restante 48.8% provee de comida (pesca), siendo así éste último el servicio más importante que creen les provee el vaso, aunque también se manifestó, que con el paso del tiempo la pesca ha disminuido considerablemente, sobre todo en tiempo de secas. Otro problema que hicieron notorio es que el agua del lago está muy contaminada. En cuanto al tule, las personas manifestaron que la producción del mismo ha venido aumentando y los productos que se obtienen de él, básicamente artesanías, se ha venido diversificando.

En cuanto a los servicios culturales que les ofrece el lago y dada su clasificación, la cual considera siete aspectos: los espirituales y religiosos, la recreación y ecoturismo, los estéticos, como fuente de inspiración, educativo, el sentido de lugar y por último la herencia cultural. Se obtuvieron resultados interesantes, de los encuestados solo el 3% cree que el vaso lacustre les provee de servicios espirituales y religiosos. Con un 14% los servicios educativos, como según los encuestados lo manifestaron el servicio que les proporciona es una educación de limpieza y de conservación del lago, ya que deben aprender a cuidar de él. Igualmente con un 14% se encuentran los servicios de herencia cultural, se argumentó que se han venido perdiendo ciertas costumbres con el correr de los años; como por ejemplo el de ir en familia al lago como lo hacían antaño, en consecuencia de la contaminación dentro del lago, los malos olores y la contaminación a las orillas del mismo, y este es un hecho que lamentan mucho haberlo perdido. Aunado a esto un 15% cree que el cuerpo de agua les provee de servicios de recreación y ecoturismo, pues ya no pueden ir a recrearse como antes al lugar debido a la contaminación como lo mencionaron con anterioridad. Para un 17% les provee de una fuente de inspiración, mientras que un 18% cree que el cuerpo de agua los provee de servicios estéticos muy a pesar de la contaminación en él y la mala vista que ellos creen que proyecta el lago. El principal servicio que a su consideración el lago les provee es el sentido de lugar con un el 19%, dicen sentirse bastante identificados con el lago, pues es lo que los representa e incluso manifestaron sentirse orgullosos de vivir cerca de él.

Por lo que se puede concluir que en la clasificación de los servicios de aprovisionamiento el más importante para la población muestra es la comida que obtienen de él, y no sólo por los peces que se obtienen sino también como lo manifestaron por la rana toro que también es comestible en la región. Para los servicios culturales, el de mayor importancia es el sentido de lugar, por la identidad que sienten con respecto al lago.

Para los encuestados procurar la conservación de los servicios ecosistémicos que les ofrece el lago, está dentro de un nivel entre muy importante e importante; los motivos principales para la conservación fueron considerados a partir de las respuestas dadas y debido a la diversidad de las mismas, se agruparon en: motivos económicos, ambientales, turísticos, culturales y de salud. Con un 55% los motivos económicos son para ellos la principal fuente para procurar la conservación del ecosistema, como por ejemplo obtener mayores ingresos por la venta de pescado, con un 20% están los motivos socio-culturales en un segundo lugar, y que cabe destacar es de suma importancia, ya que en esta opción se agruparon diversas respuestas como la belleza escénica, la distracción, recreación, identificación, entre otros. Lo que muestra sobre la conciencia que se está tomando por la gente respecto a este tipo de servicios que no son tangibles pero que sin embargo los provee el lago. En un



tercer lugar se encuentran los motivos de salud con un 9% ya que desearían evitar enfermedades gastrointestinales e infecciones oculares, y por último con un 7% los motivos tanto turísticos como ambientales, argumentando que el agua del lago debe estar más limpia y se debe conservar debido a la importancia del mismo en la región.

El 100% de los encuestados afirmaron que la conservación y mantenimiento del lago como prestador de servicios ecosistémicos puede representar una oportunidad para el desarrollo de su comunidad. Los motivos por los cuales es una opción para el desarrollo, son: con un 39% sobresalen los motivos económicos, ya que asocian al desarrollo con la generación de dinero y mayores ingresos. El 31% cree que se llegará al desarrollo si se promociona aun más al turismo. Con el 10% los encuestados dicen que la conservación del lago los llevará al desarrollo porque es lo que los identifica y es parte de ellos. Un 9% apuesta al desarrollo por motivos ambientales, cuidándolo conservándolo y manteniéndolo. Otro 8% cree que el desarrollo de su comunidad se refleja en la salud. Y por último el 3% cree que la recreación es parte importante en el desarrollo.

La encuesta nos aporta un conjunto de valores uno por cada persona que haya contestado a la pregunta de valoración. Para que pueda manejarse el valor correspondiente para el conjunto de la población, se suele optar o bien por la media o bien por la mediana del valor obtenido de la muestra (Riera, 1994). La mayoría de los investigadores que utilizan la valoración contingente opta por utilizar la media como medida de agregación. Ya que la media puede utilizarse como estimador de lo que la persona tipo estaría dispuesta a pagar por obtener una mayor cantidad o calidad del bien, y a su vez puede multiplicarse por la población relevante para estimar el Valor Total del cambio en el bien. Tendría menos sentido económico, en cambio realizar estas operaciones con la mediana.

Por lo que, con respecto a la disposición a pagar por la conservación y mantenimiento del lago, un 78% está dispuesto a contribuir con dicho pago, y un 22% restante no estaría dispuesto a efectuarlo y la razón principal de no pagarlo es porque creen que las autoridades deben hacerse cargo. De ese 78% sus preferencias de pago fueron develadas, con un 72% los encuestados preferirían pagar porque el lago les provee de servicios tanto de aprovisionamiento como de servicios culturales. La segunda preferencia y que es de rescatar es que se prefiere pagar por un servicio cultural que ofrezca el lago como sentido de lugar, herencia cultural, etc., a un servicio de aprovisionamiento. Con un 20% prefieren pagar por servicios del tipo culturales y un 8% por servicios de aprovisionamiento. Esta información es clave debido a que aunque se pagaría por proveer por ambos tipos de servicios, los del tipo cultural están en un segundo lugar en sus preferencias de pago. A partir de la Disposición a Pagar y en relación a las preferencias de pago mensual, semestral y anual se obtuvieron los siguientes resultados considerando DAP de la forma siguiente:

DAP₁: Disposición a Pagar mensual.

DAP₂: Disposición a Pagar semestral.

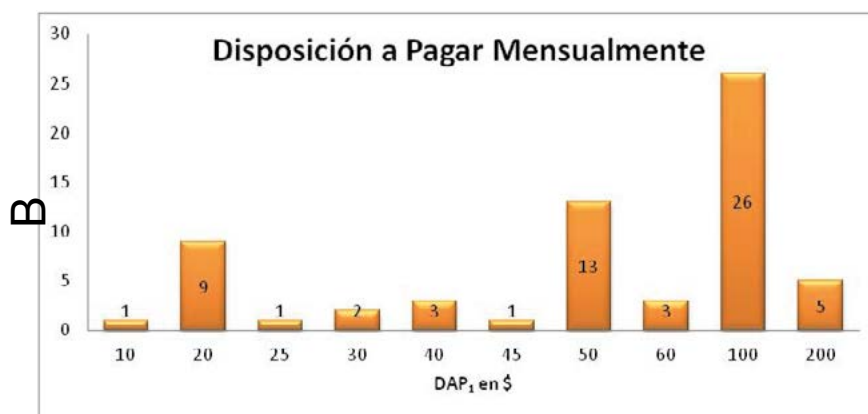
DAP₃: Disposición a Pagar anual.

Con respecto a la variable DAP₁ con 64 observaciones, el valor mínimo es 10 (pesos), el valor máximo es de 200 y el valor promedio equivale a 76.09. Debido a la dispersión de los datos se obtuvo la desviación estándar la cual equivale a ± 48.08 pesos, respecto al valor promedio del pago. El Cuadro 1 resume los resultados para los tres DAP₁.

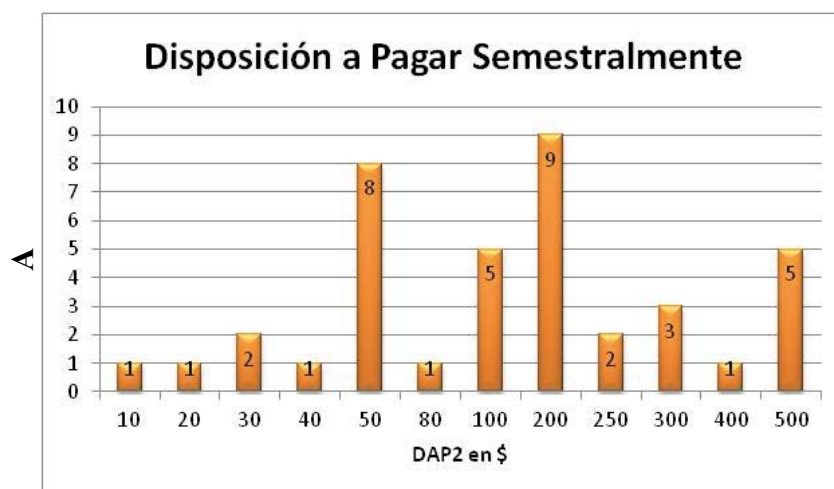
Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de DAP_1 , DAP_2 y DAP_3

Variable en \$	Observaciones	Valor mínimo	Valor máximo	Valor promedio	Desviación estándar
DAP_1	64	10	200	76.09	48.08
DAP_2	39	10	500	184.87	154.95
DAP_3	47	10	500	108.08	76.99

Como se observa en la Figura 1, una persona señaló que estaría dispuesto a pagar \$10 para la conservación del lago, lo que para las 64 observaciones disponibles para esta variable, representa el 1.56%, 5 personas están a favor de un DAP_1 \$200 (7.8%), etc.

**Figura 1.** Frecuencia para la variable DAP_1 mensualmente.

La variable DAP_2 cuenta con 40 observaciones disponibles. El valor mínimo para DAP_2 es 10, el valor máximo es de 500 y el valor promedio de \$184.87. En la Figura 2 se observa que 9 (23.07%) encuestados manifestaron estar dispuestos a pagar \$200 por la conservación del lago, y que es donde se concentra el mayor porcentaje. Sin embargo 5 personas están a favor de pagar \$500 con un porcentaje del 12.82%, el cual es alto también. Con una desviación estándar de ± 154.95 pesos sobre el valor promedio del monto del pago (ver Cuadro 1).

**Figura 2.** Frecuencia para la variable DAP_2 semestralmente.

Ya por último, la variable DAP_3 se conforma por 48 observaciones en total. El DAP_3 cuenta con un valor mínimo de 10, un valor máximo de 500 y un valor promedio de \$ 108.08. Con una desviación estándar de ± 76.96 pesos sobre el valor promedio del monto del pago (ver Cuadro 1).

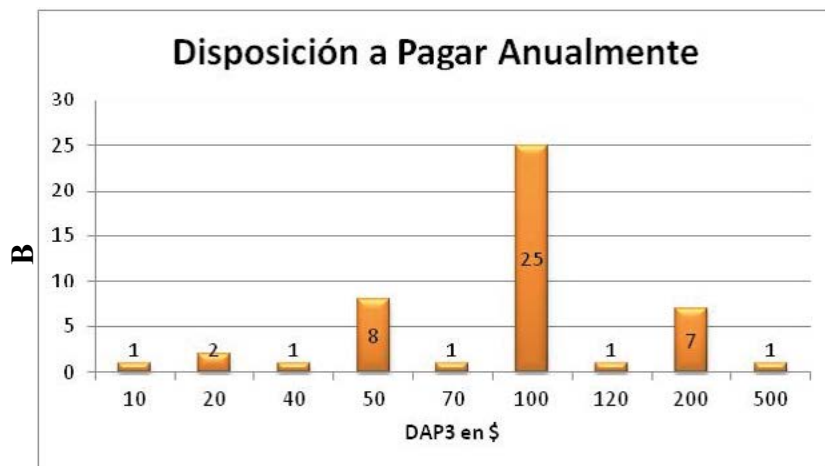


Figura 3. Frecuencia para la variable DAP_3 anualmente

Como se puede percibir en la Figura 3, el monto que obtuvo mayor porcentaje es el del valor de 100 (53.19%), un poco más de la mitad de las personas encuestadas.

A las personas que se negaron a acceder con el pago, se les preguntó si estarían dispuestas a pagar con trabajo comunitario, ya sea en actividades de limpieza, como recoger la basura a la orilla del lago. Un 85% del total respondió afirmativamente, el 15% restante mencionó que no podía llevar a cabo estas actividades, en muchos casos debido a la edad adulta. Lo que denota el compromiso que sienten con respecto al cuidado del lago.

Conclusiones

Con la presente investigación se hizo una separación entre los servicios de aprovisionamiento y los servicios culturales que ofrece el lago de Cuitzeo, con la finalidad de crear conciencia entre la ciudadanía. El cuerpo de agua no sólo les proporciona alimento o servicios que tengan que ver con lo meramente económico, sino también otros aspectos importantes como los espirituales y religiosos, recreación y ecoturismo, estética, fuente de inspiración, servicios educativos, sentido del lugar y herencia cultural.

Si bien es cierto los resultados muestran que los servicios de aprovisionamiento son importantes para su vida diaria, no se dejó de lado a los servicios culturales, la investigación por sí misma logró un primer cometido, el de hacer reflexionar a las personas sobre estos servicios que a diario el lago les ofrece y que no son percibidos tan fácilmente. Es pues, un buen comienzo para ir introduciendo elementos que hagan la diferencia entre aspectos estrictamente económicos a la consideración de elementos socio – culturales dentro de la valoración ambiental.

Según los datos analizados un pago por la conservación y mantenimiento del lago de Cuitzeo como prestador de servicios ecosistémicos, sería aceptado entre los habitantes. Sin embargo es necesario plantearse para qué será destinado este fondo, ya sea en un plan hidráulico eficiente para la cuenca, o en un plan que contemple de manera integral diversos aspectos, y que dicha integralidad se pueda contemplar desde la base misma de la clasificación de los servicios ecosistémicos (valoración de

servicios de aprovisionamiento, de regulación, culturales y de soporte) como lo es el estudio del carbono como servicio crítico en la regulación del clima del cuerpo de agua.

Es de vital importancia resaltar que a pesar de que la valoración dada es económica, las personas están tomando en cuenta y con cierto peso, aspectos que enaltecen a los servicios que son del tipo socio- culturales y que muchas veces no son percibidos, lo que denota que las personas están tomando mayor conciencia sobre los servicios que puede ofrecerles el lago, y no verlo desde el lado meramente económico, lo que puede conducir hacia el camino de la sustentabilidad.

Agradecimientos

El presente trabajo es un resumen de los resultados de la Tesis de Maestría en Ciencias en Desarrollo Local, llevada a cabo bajo la dirección de la Dra. Hilda G. García Rojas y con el apoyo de beca del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) para su realización.

Bibliografía

- Aguilera T., I. A. Corzo, C. Muñoz, L. López Hoffman. 2007. Servicios ambientales de una palma endémica: importancia para la población rural. *Gaceta Ecológica* 75-84.
- Azqueta D. 1994. Valoración Económica Ambiental de la Calidad Ambiental. McGraw-Hill. Cornell. Madrid, España.
- Almeida L., I. Nava, I. Ramos, A. Espinosa, M. Ordoñez, J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, DF. *En: Gaceta ecológica* 84-85. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 53-64.
- Ávila F., V.S. 2007. Los modelos de economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales. *Gaceta Ecológica* 53-64.
- Binning C., S. Parry, R. Shelton. 2001. Natural Assets: An Inventory of Ecosystem Goods and Services in the Goulburn Broken Catchment. CSIRO Sustainable Ecosystems, Canberra.
- Boyd J., S. Banzhal. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Castello L., J. P. Castello, C. A. S. Hall. 2007. Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales. *Gaceta Ecológica* 65-73.
- Constanza R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Crasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neil, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cristeche E., J. Penna. 2008. Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 3. Ediciones INTA, Buenos Aires. 55 pp.
- Daily G. 1997. Introduction: What are ecosystem services?. *En: Daily, C.G. (ed.). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU. pp. 1-10.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005. Los ecosistemas y el bienestar humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis. World Resources Institute, Washington, Dc.
- Heal G. 2000. Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services. Island Press, Whashington, D.C. EE.UU.
- Kearns C. A., D. W. Inouye, N. M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:83-112.
- Meynard C. N., A. Lara, M. Pino, M. Soto, D. Soto, L. Nahuelhual, D. Núñez, C. Echeverría, C. Jara, C. Oyarzún, M. Jiménez, F. Morey. 2007. Integrando ciencia, economía y sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos. *Gaceta ecológica* 29-38.
- Mooney H. A., P. R. Ehrlich. 1987. Ecosystem services: a fragmentary history. *En: C.C. Daily (ed) Natures services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Whashington, D.C. pp. 11-22.
- Pagiola S., N. Landell, J. Bishop. 2003. La venta de servicios ambientales forestales. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo. México: Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Pérez M. 2007. Construcción de consensos mediante modelación meditada con enfoque en servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica* 107-116.



- Quétier F., E. Tapella, G. Conti, D. Caceres, S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *En: Gaceta ecológica* 84-85. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 17-27.
- Riera P. 1994. Manual de Valoración Contingente. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid, España.
- Sanjurjo R., I. Islas-Cortés. 2007. Retos y perspectivas de la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones. *Gaceta Ecológica* 93-105.
- Thrush S., P. Dayton. 2010. What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management? *Annual Review of Marine Science* 2:419-441.
- Wunder S., S. Wertz-Kanounnkoff, R. Moreno-Sánchez. 2007. Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica* 39-52.

3.5 Programas municipales de cambio climático, desafíos, retos y oportunidades

Franco Juan C.¹; Franco Nancy G.¹; Franco Gabriel A.¹; Ramos Silvia²; Díaz Emmanuel² y Pascacio José M.³

¹*Cecropia soluciones locales a retos globales A.C., Río Pichucalco 126, Albania Alta, C.P. 29010, Tuxtla Gutiérrez Chiapas, México.
Autor para correspondencia: carlos@cecropia.org*

²*Centro de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente 1150, Col. Lajas Maciel C.P. 29010, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.*

³*Medio Ambiente, Productividad y Sociedad A.C. 8ª Norte Poniente 1115 a. Col. Vista Hermosa, Tuxtla Gutiérrez, C.P. 29030, Chiapas, México.*

Resumen

Los municipios de México tienen las atribuciones más relevantes para la regulación del uso del suelo, son también quienes se encargan de los residuos sólidos, del tratamiento de aguas residuales, de las vialidades, de los reglamentos de construcción, de la iluminación pública, y del suministro del agua potable. Todas estas, áreas imprescindibles para la mitigación de emisiones de GEI. La nueva Ley General de Cambio Climático, así como las primeras leyes estatales de cambio climático dan el mandato para que los municipios elaboren sus propios programas en la materia. En este estudio se presenta el caso del municipio de Cintalapa, Chiapas, el cual ha iniciado su Programa de Acción ante el Cambio Climático, se muestra un análisis de los desafíos, retos y oportunidades para su gestión y elaboración. La relevancia de esta experiencia recae en las características principalmente rurales y urbanas y las ventanas que abre para el eslabón más cercano a la implementación de acciones de mitigación como REDD+, NAMAS y PoAs.

Palabras clave: municipios, cambio climático, atribuciones.

Introducción

Por más de dos décadas se han venido construyendo procesos internacionales para comprender y buscar respuestas a la mitigación y adaptación al cambio climático a nivel global. A partir de estos han surgido: la Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático, el Protocolo de Kioto, el Plan de Acción de Bali, los Acuerdos de Cancún y la Plataforma de Durban, entre otros.

Estos a su vez han influenciado para que los países comiencen a descarbonizar su desarrollo a través de políticas que regulan la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI), e incentiven la inversión de tecnologías y procesos más eficientes, influenciados en gran medida por las proyecciones de vulnerabilidad y los eventos meteorológicos atípicos que cada año son más recurrentes.

México es uno de los países en vías de desarrollo con más avance en esta dimensión, en 2012 se aprobó la Ley General de cambio climático, que entre otras cosas busca reducir las emisiones de línea base un 30% para 2020, un 50% para 2050 y da el mandato para que todos los estados y municipios elaboren Programas de Acción ante el cambio climático.

Siguiendo esta transición de lo internacional a lo local, desde 2008 en México se construyen Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático, en los cuales se evidencian las diferencias entre estados, en cuanto a vulnerabilidad, a cuales son los principales sectores emisores y a la forma de abordar la adaptación y mitigación. Es en esta escala en donde se hace aún más evidente que se requiere ir a una jurisdicción más fina, más cercana al día a día de las personas y sus actividades, es acá donde los municipios juegan un papel fundamental.

Pareciera que esta inercia que llega como una gran oportunidad para los más de 2462 Ayuntamientos del país, y en efecto así es, es una muy buena oportunidad para replantear la forma en la que estos se desarrollan, pero ahora bajo los criterios de sustentabilidad. Sin embargo existen desafíos y retos fundamentales que requieren ser atendidos desde todas las escalas y órdenes de responsabilidad.

Es en esta jurisdicción donde la rigurosidad para el Monitoreo, Reporte y Verificación requerida a escala internacional tendrá que ser más fuerte, pero al mismo tiempo más ágil que las prácticas comunes que tienden a la burocratización, ineficiencia, falta de calidad y malas prácticas que conducen a la desafortunada corrupción.

Cecropia propuso al ayuntamiento de Cintalapa la elaboración de su Plan de Acción Climática Municipal (PACMUN) en septiembre de 2011 (PACCCCH, 2011). La decisión de iniciar en Cintalapa se debió a que históricamente es municipio con mayor incidencia en incendios forestales y agropecuarios, aún cuenta con remanentes forestales de selva alta, selva media, selva baja caducifolia y bosques templados, además de que la ganadería y la agricultura son las principales actividades económicas. Cintalapa fue elegido piloto nacional junto a 7 municipios más (el único con características rurales) dentro de la iniciativa PACMUN (2012) del Consejo Internacional para las Iniciativas Ambientales Locales (ICLEI por sus siglas en inglés), el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la Embajada Británica.

Materiales y métodos

Para el PACMUN Cintalapa se utilizó la matriz elaborada por ICLEI, para el análisis de vulnerabilidad, así como la metodología del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 1996) para la elaboración de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, abarcando los sectores Energía, Residuos, Procesos Industriales, Agricultura y Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura.

Los arreglos institucionales se gestionaron a través de Cecropia y la presidencia municipal. La información de base para el inventario de GEI provino de fuentes oficiales como el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), la Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA), la Comisión Federal de Electricidad (CFE), y por estadísticas municipales generadas para este estudio para procesos industriales y el sub sector combustibles.

El Centro de Investigación y Gestión de Riesgos y Cambio Climático (CIGERCC) de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) facilitó sus instalaciones para la realización de reuniones y condujo la coordinación del inventario. Múltiples reuniones y talleres se llevaron a cabo con las áreas técnicas del ayuntamiento, con la iniciativa privada local, academia y autoridades estatales y federales. El INE en colaboración con el ICLEI realizaron la revisión técnica del inventario y análisis de vulnerabilidad.

Más de 18 instituciones públicas (de los 3 órdenes de gobierno), académicas, de la sociedad civil, privadas e internacionales participaron en los talleres de consulta y elaboración del análisis de vulnerabilidad y de retroalimentación para el inventario de GEI.

Resultados y discusión

Comparando los escenarios proyectados con las temperaturas actuales observadas en el Estado, para el presente siglo, bajo condiciones de cambio climático se prevé un aumento de 3 °C y hasta 3.4 °C en las temperaturas medias; y de 3 °C hasta 3.6 °C para las máximas en las regiones Centro y Frailesca, donde se encuentra Cintalapa. Para la temperatura mínima se esperan probables incrementos de entre 2.5 °C y 2.8 °C.

La precipitación histórica observada es variable para la región, siendo el sur de Cintalapa la zona con menor precipitación. Para finales del siglo la zona sur de Cintalapa probablemente tendrá reducciones de entre -0.4 a 0.1 mm/día en cuanto al volumen precipitado anualmente, mientras que la zona norte aumente entre 0.1 y 0.3 mm/día. El escenario proyectado para días secos consecutivos en el futuro cercano (2015-2039) muestra eventos de 30 a 50 días llegando a aumentar hasta los 60 días para finales de siglo, para el centro sur de Cintalapa.

Se espera que la vulnerabilidad aumente principalmente para las actividades agropecuarias y forestales a lo largo del siglo.

Cintalapa contribuyó con el 3.2% de las emisiones totales de Chiapas con 910.2 Gg en 2005. Las actividades relacionadas con el campo son la principal causa las emisiones del municipio, en primer lugar se encuentra el sector Uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura (USCUSS), con una emisión de 476.28 Gg de CO₂e, contribuyendo con un 52% del total, sus principales causas son la deforestación y la degradación forestal para ampliar las superficies para ganadería y agricultura; en segundo lugar se encuentra el sector agropecuario con un 25%, principalmente por las emisiones de la fermentación entérica del ganado y el uso de fertilizantes, el tercer lugar lo ocupa el sector energético (consumo de combustibles principalmente) con un 18% o 158 710 t de CO₂e. Los residuos contribuyen con 49 380 t de CO₂e, provenientes de las descargas de aguas residuales y la disposición de residuos sólidos. Finalmente el sector procesos industriales no contaba con información oficial registrada para el año base. Se infiere que este sector no fue considerable en términos de emisiones, dado que la actividad industrial era baja, y a que la existente no contaba con registros.

Hasta el momento de esta publicación no se ha realizado el análisis de incertidumbre pero se estima que es alta, principalmente para USCUSS debido a que se utilizaron las series III y IV del INEGI con una escala 1:250 000, no apropiada para un inventario municipal.

Más de 30 personas fueron capacitadas en temas de cambio climático, principalmente los responsables técnicos de las distintas áreas del Ayuntamiento, así como académicos y empresarios locales.

Las distintas áreas del Ayuntamiento comenzaron a interactuar entre ellas de forma transversal para la elaboración del PACMUN-Cintalapa, algo que difícilmente ocurría en el pasado.

En febrero de 2012 el Cabildo aprobó la creación del fondo municipal de cambio climático, el cual será el instrumento financiero para la continuidad del Programa.

Se identificaron potenciales proyectos de mitigación y adaptación que podrían diversificar la economía del municipio, como la relación directa entre la deforestación y degradación de selva baja caducifolia y la industria ladrillera que exporta más del 75% de su producción a la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez y municipios vecinos. O la ampliación de las superficies bajo manejo forestal, emulando las buenas prácticas que ya se realizan en el territorio.

Uno de los principales resultados es la experiencia generada a nivel municipal, como el interés de múltiples actores para aportar tiempo y experiencia, el dimensionamiento de las emisiones y el grado de vulnerabilidad, pero sobre todo a encontrar cuales son los vacíos y grandes retos para lograr una verdadera efectividad. Para el caso de Cintalapa, el problema esencial en este caso fue la falta de financiamiento y de real voluntad política.

Conclusiones

Se presenta un reto sin precedentes en México, el reducir la vulnerabilidad y las emisiones de GEI en un universo de más de 2462 municipios (INEGI, 2012) con un espectro tan amplio que va más allá de la simplificación de lo urbano y lo rural.



Los municipios deben construir capacidades internas, para comprender, valorar y sobre todo gestionar proyectos que pueden generarse a partir de las atribuciones que la Ley General de Cambio Climático y las primeras leyes estatales les otorgan. De lo contrario las iniciativas internacionales, nacionales, estatales y privadas difícilmente podrán superar las barreras que permitan aprovechar el potencial del país para desacoplar su desarrollo de las emisiones de carbono.

El caso de Cintalapa es un buen observatorio de los desafíos, retos y oportunidades. Se inició un proceso multiinstitucional a nivel local, se dimensionó la potencial vulnerabilidad, se estimaron las emisiones y se hicieron ajustes al marco jurídico local, sin embargo la inestabilidad política del municipio y la falta de cumplimiento de obligaciones financieras para el proyecto han ocasionado que sea el único de los 8 pilotos nacionales en no concluir el proceso.

Agradecimientos

Se agradece especialmente a todos los que aportaron en la construcción de esta primera etapa del PACMUN-Cintalapa.

Bibliografía

- INEGI. 2012. Anuario Estadístico, Municipios de México, Aguascalientes, Aguascalientes.
- IPCC. 1996. Directrices del IPCC para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, Instituto para las Estrategias Ambientales Globales (IGES), Japón.
- PACCCH. 2011. Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. Gobierno del Estado de Chiapas, Conservación Internacional, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez Chiapas.
- PACMUN. 2012. Plan de Acción Climática Municipal. ICLEI, Gobiernos locales por la sustentabilidad A.C. México D.F. Consultado en : <http://pacmun.org.mx/>.

3.6 Hacia una evaluación integral de los servicios ambientales y compensaciones: estudios de caso en comunidades de la Meseta Purépecha, Michoacán

Gomez-Sántiz Faustino¹ y Guerrero-García Rojas Hilda R.²

¹*Centro de Estudios de Geografía Humana, El Colegio de Michoacán, Extensión La Piedad, Michoacán. Autor para correspondencia: gomezf@colmich.edu.mx*

²*Facultad de Economía, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.*

Resumen

Angahuan y San Lorenzo son comunidades enclavadas en la región Meseta o Sierra Purépecha que en 2010 ambas se adhirieron a un mecanismo local de pago por servicios ambientales (PSA). En los últimos años, las instituciones locales plantean la conformación de un instrumento denominado Fondo Pro-Bosque y Agua de la Meseta Purépecha que tiene como propósito mejorar las condiciones del subsistema natural y social de la región. Un tema que ha sido tratado muy poco en torno a los esquemas de PSA es el papel de las instituciones comunitarias que poseen recursos forestales bajo propiedad común. Si bien hay muchos casos de éxito de instituciones que han logrado manejar de manera sostenible sus bosques mediante el uso y aprovechamiento ¿cómo gestionar sosteniblemente los bosques cuando las instituciones que poseen el derecho de propiedad del recurso enfrentan problemas de acción colectiva como resultado de la existencia de grupos de interés sobre el uso de recurso? El problema particular de la gestión de los bosques en ambas comunidades está estrechamente relacionado con los beneficios potenciales que cada grupo de interés le otorga al recurso; de esta forma, un mecanismo de PSA, al menos para el área en estudio, debe considerar tanto los beneficios potenciales que los actores pudiesen obtener como la focalización de los recursos no sólo para definir áreas de conservación sino también dirigir o centrar los esfuerzos hacia los que afectan directamente el subsistema natural.

Palabras clave: acción colectiva, bosques comunales, grupos de interés comunidades indígenas.

Abstract

Angahuan and San Lorenzo are two communities localized in the Cupatitzio River Basin and the Meseta (Sierra) Purepecha territory. Both in 2010 joined a local mechanism of payment for environmental services (PES). Over recent years, local institutions have proposed the creation of a tool called Pro-Forest Fund and Water of the Meseta Purepecha that aims to improve the natural and social subsystem of the region. An issue that has been discussed very little about PES schemes is the role of community institutions which possess common property forest resources. Although there are many successful cases of institutions that have achieved a sustainable management of their forests through the direct use, how to manage forests in a sustainable way, when the institutions that own the property rights of the resource confront collective action problems as a result of the existence stakeholder on the use of resource? The particular problem of forest management in both communities is very related to the potential benefits that each stakeholder gives to the resource, in this way, a PES scheme, at least for the study area should consider both the potential benefits that the actors could get and the targeting of the resources, not only to define conservation areas but also should direct or focus efforts toward those who directly affect the natural subsystem.



Keywords: collective action, community forests, indigenous stakeholders.

Introducción

Uno de los problemas a enfrentar en la gestión integrada de los recursos naturales en el área de la Meseta Purépecha es el papel de las instituciones comunitarias cuyas acciones definen y modelan la cantidad y calidad no sólo de los recursos naturales sino también de los servicios ambientales que provee, en particular de los bosques. En el área de la región, han surgido conflictos sociales que se relacionan directamente con la explotación de los recursos forestales, el cual deriva por la existencia de grupos de interés intra-comunales o inter-comunales que asignan diferentes usos a los recursos forestales. Un esquema de gestión integrada como el que se promueve actualmente, Fondo Pro-Bosque y Agua de la Meseta Purépecha, implica generar mecanismos que permitan compatibilizar intereses para el uso sostenible de los recursos forestales. Este documento presenta el análisis del problema de la acción colectiva en las comunidades indígenas de Angahuan y San Lorenzo con el objetivo de conocer las perspectivas para una gestión integrada de los recursos naturales.

Para concebir los factores que motivan o limitan la acción colectiva se toma como marco el Análisis y Desarrollo Institucional (Ostrom, 1990) que considera el reconocimiento del contexto en cómo las *reglas en uso* se combinan con los *atributos de la comunidad* y sus *recursos biofísicos*. Así un análisis institucional necesariamente implica el estudio de estos factores y proceder a identificar las situaciones de acción que resultan de las combinaciones particulares de estos factores.

Materiales y métodos

La investigación comprendió la realización de trabajo de campo entre octubre 2011 y abril del 2012, aplicando encuestas, entrevistas semiestructuradas, y observación participante. Las entrevistas fueron aplicadas a informantes clave en la comunidad y a funcionarios de dependencias gubernamentales que mantienen relación con las comunidades.

El diseño de la investigación se basó en el enfoque del Análisis y Desarrollo Institucional (IAD) que propone la identificación de factores que limitan o promueven la acción colectiva dentro de una situación de acción específica, en este caso para la gestión de los bosques.

El Análisis y Desarrollo Institucional

El modelo de Análisis y Desarrollo Institucional (IAD) desarrollado por Ostrom y sus colaboradores (Ostrom, *et al.*, 1992) establece un marco útil para el diseño y evaluación de arreglos institucionales en torno a problemas ambientales y de manejo de recursos naturales. Este marco se enfoca en cómo las reglas, las condiciones físicas y materiales, además de los atributos de un territorio dan forma a las arenas de acción e incentivos enfrentados por los individuos y, por lo tanto, cómo esas condiciones se combinan para determinar un resultado. Ostrom (1998) menciona que los componentes generales del marco de análisis institucional se basan en el contexto o lo que llama *arena de acción*, misma que considera un grupo de variables tales como la situación, los actores, las reglas estructurales, los atributos de la comunidad y las condiciones materiales que al final dan forma a la *arena de acción*. Ésta representa el espacio social dentro del cual los individuos interactúan ya sea intercambiando bienes y servicios, resolviendo problemas, dominando uno al otro o compitiendo (Ostrom, 1998). En este trabajo, las instituciones informales tales como; los hábitos culturales, organizaciones y preferencias son tratados como datos y es la interacción humana la responsable de dar origen y forma a instituciones formales (Schmid, 2004).

Por lo tanto, identificar los cambios pertinentes y efectivos a las normas requiere, en primer lugar, una comprensión de la arena de acción: en este caso, compuesto por participantes dentro y fuera de la comunidad; y en segundo lugar, el conocimiento de las situaciones de acción (la decisión del uso de los bosques y la participación en actividades de conservación forestal) en el que los actores están involucrados y/o tienen un interés. Así, la investigación se sitúa en el análisis socio-ecológico a partir del enfoque de Ostrom del nuevo institucionalismo, que involucra conceptos tales como acción colectiva, gobernanza, instituciones y comunidades.

Resultados: actores clave en la gestión de los recursos forestales

Actores internos

Los propietarios de la tierra, que generalmente son los residentes locales son los directamente involucrados con las decisiones de uso de los bosques. En ambas comunidades, estas aspiraciones están representadas por el Comisariado de Bienes Comunales (CBC), autoridad que hace valer lo que la colectividad resuelve en la asamblea comunal. En el caso de San Lorenzo, la autoridad comunal representa los intereses de cerca de 150 comuneros, que representa cerca del 12% del total de integrantes que desean ser reconocidos como comuneros. De hecho, estos últimos, para legitimarse han formado lo que ellos llaman el Representante de Bienes Comunales² (RBC), que a diferencia de los legalmente reconocidos por la Secretaría de la Reforma Agraria (miembros del CBC), los miembros del RBC no posee los derechos de apropiación de las tierras comunes, y por ende, no pueden beneficiarse de los distintos apoyos y programas canalizados en las áreas de propiedad común. Por su parte, en Angahuan, hay más de 1600 comuneros reconocidos por la SRA, y caso contrario a lo que sucede en San Lorenzo, que a pesar de ser reconocido legalmente muchos no reciben beneficios tangibles o incentivos que den cuenta de la importancia de mantener el uso actual de los bosques porque el tamaño del grupo ha crecido en los últimos años y continúa.

Sobre el Consejo de Vigilancia (CV), es interesante recalcar la diferencia entre ambas. En Angahuan, el consejo en ocasiones se posiciona como una contraparte del CBC. Estos tienen la noción de que su función es vigilar y monitorear el bosque, cuando la Ley Agraria señala que su función más bien es de supervisar la actuación del Comisariado. En San Lorenzo, el CV es más organizado y más informado, y todo se rige en torno a la Ley (Ley Agraria) y a lo estipulado por ellos. Sin embargo, como grupos, su participación resulta de menor impacto en la toma de decisiones. No obstante, en Angahuan el CV, en ocasiones, ejerce presión en la toma de decisiones, o las ejerce a espaldas del CBC.

Los Fleteros y Arrendadores de Cabaña y Restauraneros de Angahuan pasan a un nivel importante sobre las decisiones del uso de los bosques. En la actualidad, su actividad gira sobre la prestación de servicios turísticos a visitantes del Volcán Parícutín. Sin embargo, éstos han llegado a manifestar sobre la potencialidad que tiene la reserva forestal comunal como un atractivo más para los turistas que llegan a Angahuan, de ahí que ellos, siendo un grupo importante y con potencial económico pueden incidir fuertemente sobre las formas de uso del bosque.

Por su parte, los resineros de Angahuan y San Lorenzo pueden considerarse como un grupo que ejerce decisiones en torno al uso de los bosques, pero que sus niveles de acción no influyen significativamente en la calidad y cantidad de los bosques, en parte por la reconversión productiva que se dio en la región desde la segunda mitad de la década de los sesenta. Ha habido esfuerzos para

² A partir de la sentencia del 14 de mayo 1998 es cuando el RPC tiene su origen. Entre 2000 y 2001 se nombra el primer Comisariado de Bienes Comunales “van cuatro periodos que sacamos comisariados”. Entrevista con el Secretario del CBC, enero 2012, San Lorenzo, Uruapan.



retomar el rumbo de esta actividad, sin embargo no ha tenido el financiamiento ni la asesoría adecuada para desarrollarla. Asimismo, el mercado actual de la resina no es atractivo para los comuneros, ya que los precios que pagan por kilo son muy bajos, oscila entre 7 y 9 pesos, y el nivel de extracción de resina no rebasa 50 kilos por mes para cada comunero.

Al revisar los actores que intervienen de manera positiva en el uso del recurso forestal (en una situación determinada) también hay factores o elementos que inciden negativamente. Un factor es la existencia de actores que tienen la capacidad de incidir negativamente, sea directa o indirectamente, en los usos del suelo:

- En Angahuan se encuentra la astilladora comunal (cuyo producto es comercializado para las papeleras) y los tallereros y sierracinteros (dedicados a la fabricación de cajas de empaque, en su mayoría utilizados para la exportación de aguacates).
- En San Lorenzo, están los tallereros y sierracinteros (dedicados a la fabricación de tarimas), y los productores de aguacate (que motivados por las altas tasas de rentabilidad que se obtiene de ello han ampliado la frontera de este cultivo)

La astilladora comunal de Angahuan resulta un incentivo perverso para que los comuneros, sean o no de la comunidad, vendan maderas en rollo o pedacería de madera. Lo que motiva que, al surgir alguna necesidad o gasto imprevisto de algún miembro de la comunidad u otro, se extraiga una unidad o más del recurso forestal para venderlo a la astilladora. La madera en rollo o pedacería puede provenir de comunidades vecinas.

Por su parte, los tallereros o sierracinteros, al no existir medidas de control sobre los insumos que éstos emplean para la fabricación de embalajes y tarimas, se deja entrever que muchos de los recursos que utilizan provienen del aprovechamiento ilegal. De hecho esto es perceptible, al visitar cada uno de los talleres de Angahuan y San Lorenzo, el rechazo a preguntas en relación al tema de los bosques; incluso se percibe el cambio en la postura, tratan de mostrar que lo que hacen es la única salida que el sistema económico actual les ha dado. Sin duda, la ilegalidad de la madera es evidente. Comunidades vecinas como Sicuicho y la comunidad indígena de Peribán se quejan de la presencia de talamontes de Angahuan y lo consideran como la mayor depredadora de los bosques de la Meseta señalando que, derivado de sus actividades compran grandes cantidades de madera clandestina para fabricar cajas de empaque de aguacate. En los últimos meses del año 2012, a partir de los operativos implementados en la región purépecha contra la tala clandestina, la respuesta de comunidades como Angahuan, San Lorenzo, Capácuaro y Carapan ha sido mediante bloqueos en carreteras exigiendo el cese a los operativos emprendidos contra los talamontes, pues argumentan no tienen en que trabajar.

"A la vista, hacen parecer que es la comunidad en su conjunto la que demanda el cese de las acciones del gobierno en contra de los talamontes, como si se tratara de una acción que converge a los intereses de la comunidad. Sin embargo, estas expresiones son ejecutadas por los llamados *stakeholders* (sierracinteros y tallereros) cuyas acciones la realizan bajo el argumento de pertenecer a una comunidad indígena haciendo valer su calidad de comunero, esto como una forma más de legitimación.

En ambas comunidades, la presencia de productores de aguacate es notable, pues en la última década, la superficie cultivada ha aumentado registrándose en la actualidad 337 hectáreas en Angahuan y 458 hectáreas en San Lorenzo. En Angahuan, hace 8 años solamente se ubicaban estos cultivos en la parte sureste, en la actualidad hay áreas plantadas que se localizan en la parte noroeste. En San Lorenzo se tiene registro, de acuerdo con los datos de SAGARPA, a 42 comuneros que mantienen una superficie de 154.75 hectáreas (los que reciben financiamiento por cultivar). En esta comunidad, la mayoría de estos cultivos se localizan en la parte sur y es donde precisamente mantienen conflicto por tierra (más de 320 has) con propietarios privados.

No se sabe con certeza acerca de quiénes poseen las parcelas de aguacate en Angahuan. En los datos de la SAGARPA, solamente aparecen dos registros de miembros de la comunidad que reciben el apoyo

de ProCampo que en total abarcan 14 hectáreas. Es muy posible que el resto sean los que no poseen derechos agrarios (poseionarios) razón por el cual no pueden recibir este tipo de apoyos. Asimismo, en San Lorenzo sólo se tiene registro de 42 productores (que poseen 154.75 has.). Al igual que en Angahuan, posiblemente el resto de las áreas cultivadas de aguacate en San Lorenzo está en posesión de aquellos que no poseen reconocimiento legal de comunero.

Actores externos

De 2003 a la fecha muchos de los programas encaminados a mitigar el deterioro ambiental se han traducido en políticas ambientales concretas destinadas a la conservación de los recursos naturales. Se ha puesto mucho énfasis en los ecosistemas forestales, debido a que sus cualidades como proveedores de bienes y servicios ambientales resulta imprescindible conservarlos. Bajo lo anterior, desde la creación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en el 2000 se fomentó la instauración de una nueva estructura, en la que actualmente la política ambiental es una política de Estado. La Semarnat cuenta con tres subsecretarías: la primera destinada a la Planeación y Política Ambiental, la segunda es de Gestión para la Protección Ambiental, y la tercera de Fomento y Normatividad Ambiental. Además, la secretaría cuenta con el apoyo de seis órganos desconcentrados: delegaciones federales, coordinaciones regionales, la Comisión Nacional del Agua (CNA), el Instituto Nacional de Ecología (INE, actualmente INECC), la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), y dos órganos descentralizados: el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Este último es quien ejecuta las políticas ambientales con relación a los recursos forestales. En las comunidades bajo estudio, la CONAFOR, SEMARNAT y la Comisión Forestal del Estado de Michoacán (COFOM) son instancias externas, que mediante la legislación ambiental, intervienen en las decisiones del uso de suelo; en este caso, uso restrictivo de no aprovechamiento maderable. En dos años, de 2010 a 2012, la inversión realizada en ambas comunidades alcanza casi los 10 millones de pesos. De allí que estas dependencias influyan notablemente sobre las formas de uso del suelo. Otros actores potenciales en torno a las decisiones sobre el uso de los bosques son la Comisión Federal de Electricidad (CFE), la Asociación de Productores Exportadores de Aguacate (APEAM), la Comisión de Cuenca del Río Cupatitzio (CCRC) y la Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Uruapan (CAPASU). Esta última como consumidora de los servicios ambientales hídricos, fue la contraparte de un acuerdo institucional para el pago por servicios ambientales hídricos en seis comunidades, entre las cuales está Angahuan y San Lorenzo. Por su parte, la APEAM y la CFE son actores potenciales para el PSA-H, que de esta forma también estarían participando en las decisiones de uso del suelo. Aunque en la actualidad ha quedado en el discurso su participación en estos esquemas de fondos concurrentes, no se descarta la posibilidad de que estos lo hagan en un momento dado. Descriptivamente, los niveles de decisión en torno al uso de los recursos forestales y el grado de influencia de cada uno de los actores, internos o externos, se esquematiza en la Figura 1.

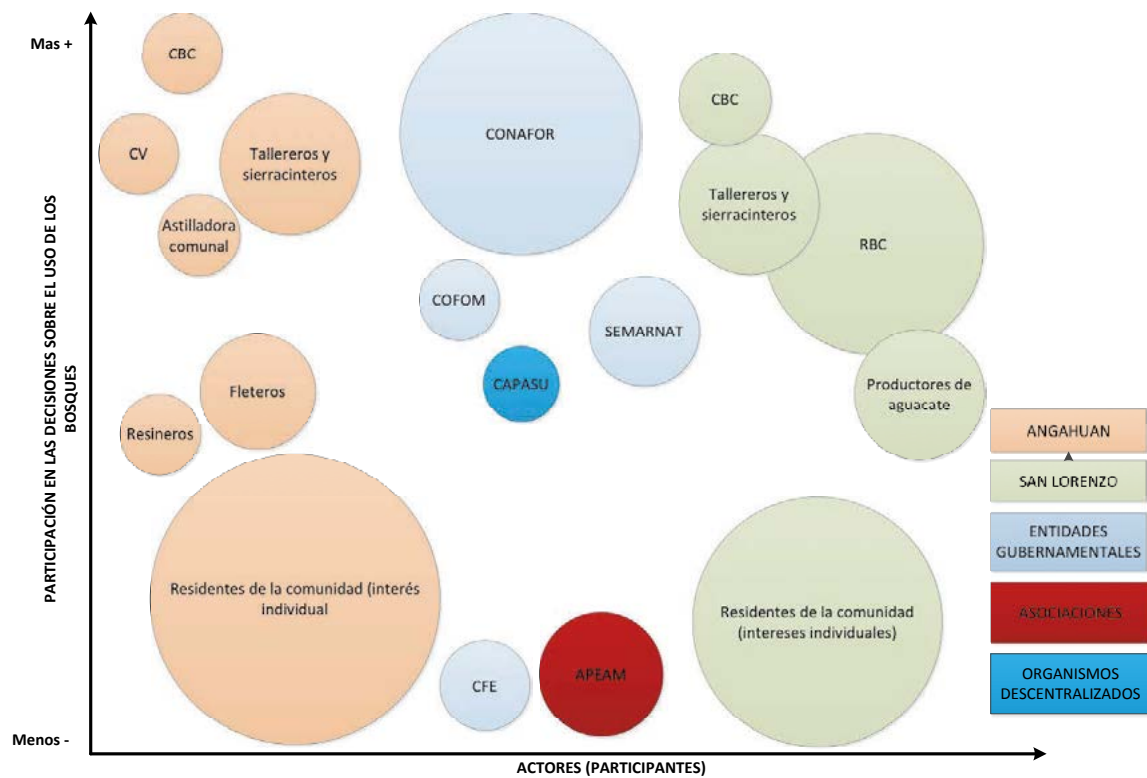


Figura 11. Los actores y sus niveles de decisión e influencia en el uso del recurso. Los círculos denotan el tamaño del grupo e incidencia en el uso de los recursos forestales.

Discusión: las arenas de acción

Son dos las situaciones de acción que constituyen el foco de atención del estudio en las dos comunidades, 1) las decisiones de los comuneros sobre uso de los bosques, y 2) la participación de los agentes externos mediante las políticas forestales o instrumentos de internalización de externalidades. Cada una de estas situaciones de acción y sus interconexiones se discuten en las secciones siguientes.

Una situación de acción viene dada por la interacción de los recursos biofísicos, los atributos de la comunidad y las reglas de uso. En función de esta interacción los actores o participantes decidirán actuar de una forma o de otra. En los entornos de campo, es difícil decir dónde una situación empieza y otra se detiene. La situación de acción se caracteriza por la reciprocidad, por el intercambio, por la resolución de problemas en equipo o instrucciones dadas por la autoridad elegida. Dentro de las arenas de acción, se identifican las opciones de acción para el uso de los recursos teniendo en cuenta un conjunto de reglas, además, para el caso de Angahuan hay un grupo (s) que tiene el potencial de uso del recurso común, quienes reconocen la importancia de conservar dicho recurso; por lo tanto, se preguntan ¿qué hay que cambiar o mejorar para hacer un uso sostenible de los recursos? Por lo tanto, al existir estas intenciones de participación se discuten las opciones de uso de los bosques y se acuerda de manera colectiva una mejor forma de hacerlo. En otras palabras, cuando se llega a tal punto, sobre las acciones a seguir dentro de un marco de reglas para el uso de los recursos, en el lenguaje del enfoque IAD, se estaría pasando a un estado de elección colectiva.

Hemos identificado a los grupos de interés y según lo observado en campo, son cuatro los actores que inciden realmente en las decisiones sobre el uso de los recursos.

Las autoridades comunales, el CBC y el CV, que mantienen vínculos, sean antagónicos o partidarios, pero finalmente los intereses sobre el manejo de los bosques es lo que los une. Pero este manejo no lo visualizan en el concepto de desarrollo, más bien obedece al control y apropiación de los recursos financieros que derivan de los distintos instrumentos ejecutados por la política ambiental. La coyuntura actual, donde las políticas públicas, que distan mucho de ser transversales, se implementan sin considerar los elementos que pueden entorpecer los resultados esperados, tal como los intereses personales o de grupos al interior de las comunidades. Las políticas diseñadas desde fuera parten de la idea y dan por hecho que cuando el CBC llega a determinada instancia gubernamental (u otras) a solicitar apoyos para resguardar los bosques, éste viene en representación de los intereses de la comunidad; citando el comentario por un funcionario de la comunidad de Uruapan:

“hasta ahora, jefes de tenencia y líderes sociales de comunidades como San Lorenzo, Angahuan, Corupo, Capácuaro, Nuevo Zirosto, Santana Zirosto y La Caratacua se han acercado al gobierno de Uruapan para pedir que se les brinde la oportunidad de contar con financiamientos y poder iniciar otras actividades en las que no se exploten los bosques”.

Los tallereros y sierracinteros

En ambas comunidades existen aproximadamente 127 talleres que se dedican a la elaboración de cajas de empaque y tarimas, además de 77 unidades que se dedican a otras actividades relacionadas a la industria maderera. La mayoría de los talleres de madera (68%) emplean de 1 a 5 trabajadores; 31% emplean de 6 a 10, y el 1% de 11 a 30 empleados. En cálculos aproximados se estima que hay alrededor de 1000 empleados dedicados a la actividad maderera, siendo los de mayor influencia aquellos dedicados a la fabricación de embalajes y tarimas. Dentro de este grupo está la astilladora de Angahuan, la influencia de estos parece ser más negativa que positiva en el uso de los recursos ¿pero qué tan previsible es que cambien de actitud de tal forma que su actividad no ponga en riesgo los intereses del resto?

Fleteros y resineros en Angahuan

Son otros grupos que de cierta forma podrían incidir en los usos futuros del bosque; los resineros, aunque en la actualidad el número de integrantes es muy poco, no se descarta que éstos definan propuestas para el uso de los recursos. De hecho, entre 2004 y 2007 se realizaron estudios para la factibilidad de esta actividad con una inversión de más de \$50 000, y la COFOM les aprobó en el año 2004 para el aprovechamiento de 1061 hectáreas para la extracción de resina.

Los productores de aguacate y el grupo de RBC en San Lorenzo. Las plantaciones de aguacate son más notables en el área sureste y parte del valle de la comunidad. En San Lorenzo la situación es más amplia y compleja. Como señalábamos anteriormente, los integrantes del RBC son los que poseen tierras más grandes y son los que han plantado, en últimas fechas, huertos de aguacate. Los informantes que fueron considerados en el trabajo de campo realizado en la comunidad de San Lorenzo, señalaron que parte de los intereses, si no es que el principal, es que el hecho de que ellos quieren ser legalmente reconocidos como comuneros, y por ende, previendo su inclusión al PROCEDE, éstos podrán vender sus tierras para otros fines. Es más, incluso siendo la mayoría, podrían influir en torno al uso actual de los bosques comunales. De hecho, según lo mencionado en algunas entrevistas, se señaló claramente la influencia de grupos subversivos que mediante su inversión financiera, se ha logrado cultivar y cosechar varias hectáreas de aguacate en la comunidad. Este tipo de relaciones se da de la siguiente manera: un integrante de la comunidad funge como intermediario prestando sus tierras, el grupo subversivo es quien invierte y se lleva todas las utilidades; de esta forma, el integrante de la comunidad

funge como encargado de la huerta y nunca se sabe el origen de la inversión. Incluso algunos mencionan “se ve luego quienes son los que están metidos porque tienen huertos de aguacate y sus casas están muy mal”³. Así pues, vemos que la influencia de estos grupos antagónicos también de cierta forma tienen la capacidad de influenciar en las decisiones del uso de suelo, que quizá, son motivados por el lavado de dinero en el caso expuesto, o como un modo de protección a los talamontes que han incidido fuertemente en los últimos años, en particular en la comunidad de Cherán Keri.

Niveles de elección en las decisiones de uso del recurso forestal

En el ámbito de acción sobre las decisiones de uso de los recursos forestales pueden identificarse tres niveles de elección, i) el *nivel de elección constitucional* que la comunidad adopta para legitimar sus acciones ante las instancias gubernamentales; ii) el nivel de elección colectiva, que más que adoptar *reglas de jure*, el nivel de elección se basa en los usos y costumbres reconocidos por cada uno de los integrantes, aunque esto no implica que las pretensiones de aprovechamiento del recurso sean nulos; iii) el nivel operación, es decir lo que realmente pasa al interior de las comunidades en las decisiones de elección del recurso, que no siempre se da de manera colectiva y menos se guían de la parte constitucional; las acciones realizadas en este nivel afectarán los resultados esperados del nivel 1 y 2 (Figura 2).

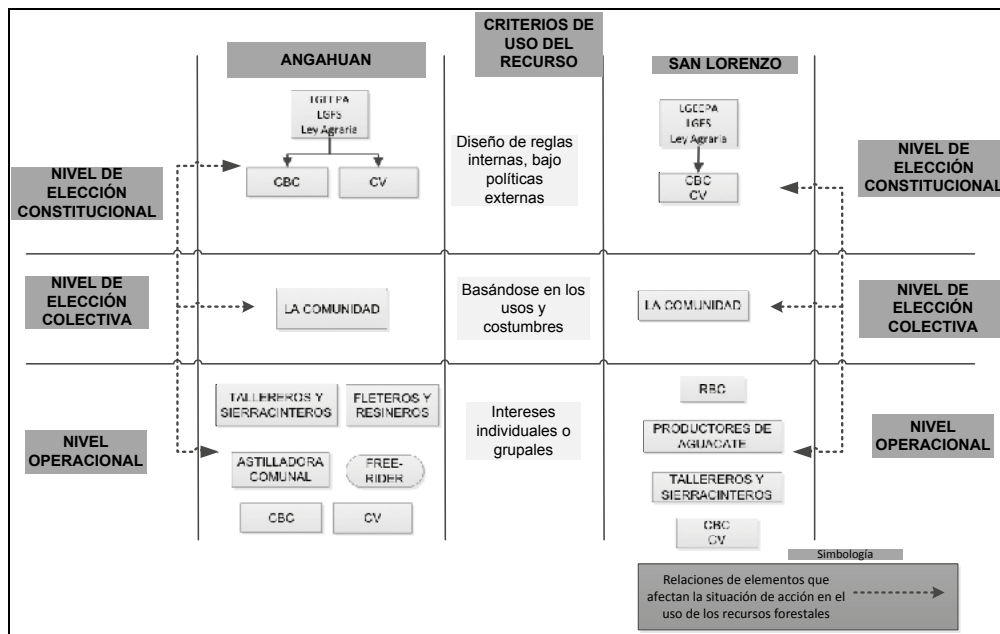


Figura 12. Niveles de elección y acción en torno a reglas y normas (externas o internas) y sus efectos en la gestión de bosques.

Los conjuntos de reglas a *nivel de elección constitucional*, por ejemplo, lo señalado en LGEPA o la Ley General Forestal Sustentable, que se modifican con muy poca frecuencia, a menudo son de poco impacto en cuanto a las elecciones que las comunidades realizan en torno al uso de sus recursos. Si bien en el discurso que guardan algunos comuneros indican que deben conservar los bosques porque el gobierno así lo ha decidido. Este tipo reglas es ignorado por muchos y en ocasiones las mismas

³ En entrevistas en la Comunidad de San Lorenzo

autoridades comunales no saben en qué consiste. En este nivel de elección, las reglas limitan el uso productivo del recurso y va más enfocado a la conservación pasiva de los recursos.

En el nivel de elección colectiva en áreas forestales específicas que son de interés colectivo son conservadas por los usos y costumbres que rigen a la comunidad. Por ejemplo, el caso de la reserva comunal denominada la Patsakata (en español significa “guardado”) tiene una antigüedad de más de 150 años. La cosmovisión de la comunidad es lo que permite la existencia de la reserva comunal como un legado de los ancestros y para las generaciones futuras. En este caso, el uso del recurso es motivado más bien por la percepción y valoraciones que los integrantes de la comunidad le otorgan a dicho recurso y no obedece precisamente a las reglas impuestas por un agente externo. En esta reserva es donde se encuentra el polígono de PSA-H, que a decir, independiente de la existencia de éste mecanismo de gestión, la comunidad con o sin dicho programa hubiese mantenido la cobertura forestal dado que la elección de uso es comunitaria. Esto, al menos es perceptible en el discurso de los integrantes de la comunidad; sin embargo, en un ámbito operacional las cosas son distintas.

En *el nivel operacional*, es decir, en la parte donde los integrantes reflejan sus decisiones —sean individuales o grupales— para el uso del recurso, el nivel de elección se basa en los beneficios esperados. Aquí la misma autoridad comunal, aun conociendo el riesgo de sus acciones, su elección dista tanto de los intereses de aquellos que realmente pretenden conservar el recurso (por los beneficios esperados) como de los resultados esperados de los *policy-makers* en el ámbito gubernamental.

De esta forma, los actores o participantes en este nivel, toda acción que realicen evidentemente repercutirá en los resultados esperados en los niveles de elección colectiva y en los niveles de elección constitucional.

Conclusiones

Cuando la apropiación de un recurso de uso común por parte de un gran número de individuos se realiza como una fuente de actividad económica, el bienestar general de la mayoría de individuos se ve afectado por las decisiones de apropiación de los demás. Cada individuo debe entonces tomar una decisión teniendo en cuenta el efecto que las decisiones de los otros pueden tener sobre su bienestar económico. Cuando los apropiadores actúan de manera independiente, los beneficios totales netos en la mayoría de las situaciones son menores a aquellos que recibirían si logran coordinar sus estrategias. El problema que enfrentan los apropiadores es entonces de organización. La complejidad de la interdependencia de la relaciones participantes-naturaleza hacen que los arreglos institucionales sean difíciles de estudiar. Por un lado, los incentivos que determinan el comportamiento individual de los apropiadores dependen de las condiciones del sistema recursos y por otro lado, el comportamiento individual que modifica el flujo de unidades de recurso a su vez afecta la estructura y funcionamiento del sistema de recursos.

La forma como los actores interactúan llevará al éxito o posible fracaso de los resultados deseados en la gestión sostenible de los recursos comunes forestales. Dentro de los patrones es importante estudiar i) las posibles jerarquías que presente el sistema, ii) los valores que guíen las interacciones, y iii) el respeto y confianza que exista o no entre sus miembros.

Frente a los dilemas que plantea el uso de los recursos comunes existen diversos patrones de interacción posibles: uno es el uso oportunista de los recursos (el problema del *free-rider*), otro es el de la acción coordinada (la elección mutua de estrategias de cooperación) que conduce a relaciones de reciprocidad. La interacción entre las condiciones biofísicas, los atributos de la comunidad, las reglas en uso y la situación de acción guíaran la conducta del participante sobre sus decisiones en el uso del recurso común que dará lugar a resultados sobre las condiciones del recurso común.



El manejo de los recursos forestales en la comunidad tiene que ver en cómo los bienes forestales y las aspiraciones de la comunidad pueden ser protegidas y mejoradas para proporcionarles los medios económicos, sociales y ambientales para cumplir con el continuo crecimiento de la región de forma ecológica y económicamente sostenible mediante los distintos “incentivos” que promueve la conservación forestal como política de Estado. En Angahuan y San Lorenzo, ubicadas en los márgenes de la parte alta de la cuenca, el uso de los bosques, en la actualidad, responde principalmente a:

1. *El discurso político de conservación ambiental, sobre todo el de carácter forestal ha incidido en la percepción de los comuneros de “guardar los bosques porque el gobierno así lo quiere”.* No obstante, cabe precisar que en muchos casos la apreciación y conducta que los comuneros toman en torno a estas políticas resulta diferente a lo deseado como objetivo de las políticas.
2. *La forma en que este discurso se ha traducido en instrumentos de política ambiental de tipo conservacionista han incidido directamente en la comunidad.* Eso se evidencia a partir de las diversas solicitudes formales que las comunidades han realizado desde 2004 hasta la fecha para gestionar apoyos relacionados a la restauración, reforestación y conservación de los bosques
3. *La desaparición total o parcial de la dependencia económica entre los recursos forestales comunes y la Comunidad.* Se habla de una pérdida de dependencia cuando los factores que llevaron a esa situación se debió, entre varias causas, a acciones oportunistas y de reglas difusas para el aprovechamiento del recurso forestal. Asimismo, esta desaparición se debe en gran medida al declive del mercado para los productos no maderables (la resina), que en sus tiempos de auge representaba la principal actividad en la región.
4. *Sus decisiones para participar en actividades que mejoren las condiciones del recurso forestal responden a la necesidad de mayores ingresos, aunque no es la única.* Empero, las decisiones vinculadas a la acción de los participantes sobre el uso, aprovechamiento y distribución de los beneficios derivados de los recursos comunes forestales no responden a una colectividad, dada la naturaleza de usuarios con intereses distintos en el aprovechamiento del recurso. La asignación de los recursos y de actividades en torno a la cuestión forestal es determinada de acuerdo con las decisiones del presidente del Comisariado de Bienes Comunales, que en ocasiones lo elegibles mantienen algún tipo de relación con la autoridad comunal. Esto se observa más en Angahuan que en San Lorenzo.

El problema particular de la gestión de los bosques en la situación de acción en ambas comunidades está estrechamente relacionado con los beneficios potenciales que cada grupo de interés le otorga al recurso; de esta forma, un esquema de PSA como el que se promueve actualmente (mediante fondos concurrentes) y el que se pretende promover (Fondo ProBosque y Agua de la Meseta Purépecha), al menos para el área en estudio, debe considerar tanto los beneficios potenciales que los actores pudiesen obtener (costos de oportunidad) como la focalización de los recursos no sólo para definir áreas de conservación para PSA sino también dirigir el centro o los esfuerzos hacia los que afectan (grupos de interés) directamente el sistema de recursos forestales.

En la región, la existencia de actores diversos con intereses heterogéneos y factores como el crecimiento de la frontera de las plantaciones de aguacate, la incidencia de grupos delictivos, la existencia de free-rider, aunado a las políticas agrícolas y ambientales con objetivos contrapuestos son algunos de los elementos que afectan de manera importante los recursos forestales de las comunidades. Por ende, para que los esquemas de conservación forestal puedan ser funcionales, dada la existencia de diversos elementos que afectan el sistema de recursos, necesariamente debe plantearse desde una perspectiva territorial o de paisaje capaz de integrar y establecer medidas en el corto, mediano y largo plazo para compatibilizar los objetivos que tienen los distintos actores que de alguna forma influyen en la calidad y cantidad de los bosques, y en los servicios ambientales que éstos proveen.

Bibliografía

- Mckean M. 2000. Common Property: What Is It, What Is It Good For, and What Makes It Work? En: Gibson C., M. McKean, E. Ostrom. People and Forests: Communities, Institutions, and Governance. FAO.
- Merino L. 2005. El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales. *Gaceta Ecológica* 74:29-42.
- Olson M. 1968. *The Logic of Collective Action. Public Goods and The Theory of Groups*. Harvard Economics Studies. Harvard University Press. United States. 199 pp.
- Ostrom E. 1990. *Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press. Cambridge. 298 pp.
- Ostrom E., J. Walker, R. Gardner. 1992. Covenants with and without a Sword: Self-Governance is possible. *American Political Science Review* 86:404-417.



3.7 Mujeres rurales, maíces nativos y captura de carbono en la construcción de sistemas complejos hacia la conciencia social

Vizcarra-Bordi Ivonne¹; Thomé-Ortíz Humberto¹ y Rincón-Rubio Ana G.¹

¹ICAR, Universidad Autónoma del Estado de México, km 14.5 Carretera Toluca-Atzacmulco, San Cayetano, Estado de México, México.
Autora para correspondencia: ivbordi@yahoo.com.mx; ivizcarrab@uaemex.mx

Resumen

Esta ponencia intenta reflexionar acerca de la necesidad de desarrollar una conciencia social, humanística y trascendental ante las grandes crisis relacionadas con la seguridad alimentaria y el cambio climático. Se parte de que miles de comunidades rurales que producen y auto consumen maíces nativos como parte de sus estrategias de subsistencia, han experimentado el fenómeno de la feminización del campo mexicano, aunado a una serie de problemáticas que amenazan las capacidades para vivir de las actividades rurales. Por otra parte se considera que la captura de carbono a través de las actividades agropecuarias y forestales es una de las mejores alternativas para mitigar los efectos del cambio climático. Y dado que el cultivo de los maíces nativos ha confirmado a través de siglos, ser un cereal que ha logrado adaptarse a las variaciones climáticas y además ha demostrado subsistir en manos de pueblos indígenas y campesinos a pesar de las grandes transformaciones sociales; podría ser valorado con doble propósito: como alimento clave de la seguridad alimentaria sustentable y aprovecharlo como cultivo en la captura de carbono durante su ciclo productivo. Pero para ello, se requiere de una relación dialógica que vaya más de las voluntades disciplinarias. La reflexión apunta hacia la construcción de un sistema complejo que logre construir escenarios que no profundicen las desigualdades de género y clase, y que además permita el desarrollo de la conciencia hacia el cambio social necesario para conservar no sólo a la especie humana sino a todo ser viviente.

Palabras clave: feminización, conciencia, maíz nativo, sistemas complejos, captura de carbono.

Abstract

This presentation attempts to reflect on the need to develop a social conscience, humanistic and transcendental to the great crises related to food security and climate change. It is assumed that thousands of rural communities that produce and landraces self-consumption as part of their livelihood strategies, have experienced the phenomenon of the feminization of the Mexican rural, along with a series of problems that threaten the ability to live in rural activities. On the other hand believes that carbon capture through agriculture and forestry is one of the best ways to mitigate the effects of climate change. And because the native maize cultivation has confirmed through centuries, to be a cereal that has managed to adapt to climate changes and has also shown to survive in the hands of indigenous peoples and peasants despite the great social, could be valued dual purpose: as a key food security and sustainable food crop use it as carbon capture during the production cycle. But for this, it requires a dialogic relationship that goes over disciplinary wills. The reflection points to the construction of a complex system that succeeds in building scenarios that deepen gender inequalities and class, and also allow the development of consciousness towards social change necessary to preserve not only the human species but to all human living.

Keywords: feminization, awareness, native corn, complex systems, carbon capture.

Introducción

Ante la feminización del campo, las mujeres rurales se convierten en actoras sociales asociadas con problemas nodales del mundo contemporáneo, como la seguridad alimentaria, los modelos campesinos sustentables y la captura de carbono (FAO, 2008). Lo anterior, cobra sentido en el contexto en que evidencias científicas han comenzado a demostrar las amenazas latentes del cambio climático sobre la producción de granos básicos en diferentes regiones del mundo (IPCC, 2007), lo que se traduce en un riesgo considerable para la integridad cultural y biológica de la especie humana. El sistema de producción – consumo en el capitalismo avanzado, basado en la dependencia de combustibles fósiles, afecta a las mujeres campesinas que dependen del temporal (lluvias) para obtener una buena parte de los alimentos de sus familias (FAO, 2008) lo que contribuye a afianzar su particular nivel de conciencia y acción respecto a los problemas ambientales.

Las preocupaciones de naciones y organismos internacionales sobre diseñar estrategias de captura de carbono, adaptación y mitigación al cambio climático y seguridad alimentaria, han dado lugar a grandes debates dentro de la comunidad académica sobre cómo y quiénes deben participar activamente en procesos rurales que promuevan la captura de carbono, sin embargo poco se ha avanzado desde las experiencias de las mujeres rurales e indígenas tanto en la producción de alimentos como en la mitigación al cambio climático.

La lectura que se hace de ello, resulta ser un escenario adecuado para explorar los límites y posibilidades de producir maíces nativos con doble propósito. En otras palabras, se trata del devenir de las comunidades rurales en la encrucijada de la seguridad alimentaria, que se entrelaza con una gran diversidad de fenómenos de orden ambiental, económico, cultural y político. Muchos de estos fenómenos, incluyendo la captura de carbono, son luchas cotidianas para las mujeres rurales, cuya labor no es nombrada por falta de reconocimiento social y tecnocientífico, y por tanto están en el límite entre salirse del estado actual hacia otra forma de ser, o hundirse hasta desaparecer y perder su significación y trascendencia (Bartra, 2010).

En estos términos la tarea de este texto consiste en abordar un método que permite dimensionar la complejidad de la realidad fenomenológica, si se tratase de estrategias de captura de carbono a través de la conservación y producción de maíces nativos de hogares o comunidades rurales feminizadas. Dar a conocer cómo puede lograrse tal propósito requiere sin duda de un proceso “evolutivo” de la conciencia “ambientalista” para no actuar por intereses diferentes y sin compromisos para mitigar las estrategias reproductivas al cambio climático.

Materiales y métodos

En esta propuesta se toma a la fenomenología como método de aproximación, ya que es una vía de reconocimiento de las realidades complejas y múltiples sobre el discurso ambiental. En estos términos, la tarea fundamental de este método es contribuir a instaurar una dialógica reflexiva entre los debates biocientíficos polarizados (conservacionistas y biotecnológicos) para desarrollar posiciones alternativas que ayuden en la construcción de un mundo más equilibrado y respetuoso del ambiente, bajo condiciones de paz y equidad; es decir, sin desigualdades, exclusiones, explotaciones, ni irracionalidades que amenacen la estructura social y las relaciones armónicas con el medio natural. En este sentido, se persigue una interpretación holística, pues en tanto la realidad tenga sesgos, esté parcelada o parcializada, se incrementan las dificultades para aproximarse a un cambio social consciente que promueva la captura de carbono sin obviar sus implicaciones en las vidas cotidianas de las personas, particularmente la de aquellas cuya subsistencia depende de actividades agropecuarias bajo condiciones de vulnerabilidad ambiental.

Se piensa que un análisis fenomenológico es apropiado para el presente tema, debido a que no se estudia por separado al sujeto o al objeto, sino que se estudian sus relaciones para lograr aproximaciones más completas y humanistas que permitan una mejor explicación de los procesos tanto sociales como ambientales. Ciertamente, el análisis del desarrollo de la conciencia es una categoría intersubjetiva que permite explicar las diferencias entre acciones y apreciaciones que distintos actores sociales o institucionales manifiestan frente a la crisis ambiental. De esta manera, resulta importante aproximarse al estudio de la conciencia como un proceso, desde modelos claros, relacionados con las teorías y marcos de análisis manejados desde el paradigma interpretativo (Vigil, 2011).

Discusión y resultados

Desde esta perspectiva, pensamos que el proceso de la conciencia en relación al proceso de feminización del campo mexicano y la captura de carbono, se compone de los siguientes elementos: a) *El Sujeto (S)*, en este caso las mujeres en el contexto rural, es mediante el cual la subjetividad se configura como una vía válida para el conocimiento profundo de la problemática ambiental.

b) *El Objeto (O)* es la Realidad de la que se da cuenta el Sujeto, que en este particular sería la existencia de un problema de degradación ambiental que potencialmente puede ser conocido e intervenido, por ejemplo, a través de esfuerzos por la captura del carbono.

c) *La Relación (S-O)* es la acción de darse cuenta de la Realidad, es decir que la existencia de una subjetividad que toma por primera vez conciencia del problema socio-ambiental, emerge de la relación directa con los efectos que la crisis produce en la vida cotidiana.

d) *La Conciencia* es darse cuenta de la Realidad, es la incidencia de interacciones surgidas de la relación entre Sujeto y Objeto, en este tema estaríamos hablando de la emergencia de estrategias campesinas de mitigación del cambio climático y que contribuyen a la fijación de carbono.

e) *La Masa crítica* es la cantidad última requerida de elementos, cuya agregación al resto que ya se había reunido es suficiente para impulsar el cambio a la siguiente fase o etapa del desarrollo consciente.

Una vez comprendidos los elementos del esquema, se puede advertir que existen Objetos Mayores y Menores, el acceso a los primeros se da a través de la relación con objetos menores, asibles para el sujeto e inteligibles para la mente humana. Conforme se avanza en el proceso de conciencia se puede establecer relaciones con objetos cada vez más grandes. Asimismo, el proceso de la evolución de la conciencia se sigue tanto a nivel individual como colectivo. En ambos niveles sólo a través de la conformación de Masa Crítica son posibles los cambios de época (primitiva, agrícola, industrial, sociedad consciente); en otras palabras, la evolución de la consciencia como relación Sujeto – Objeto, es un proceso histórico (Figura 1).



Figura 1. Simbología de la formación de las cuatro etapas y subetapas de la evolución de la conciencia. Fuente: Vigil (2011).

Como vemos, esta experiencia se comparte mediante las intersubjetividades de las que surge la masa crítica como un proceso de maduración particular que se retroalimenta en la colectividad de experiencias, siendo para unos realidades pensadas que para otros se convierten en realidades existentes. Por ello tenemos la capacidad de incidir en la realidad desde la subjetividad.

Por su parte, Morin (1995) habló acerca de la posibilidad y, al mismo tiempo, la necesidad de una unidad de la ciencia (Figura 2).

Una unidad tal es evidentemente imposible e incomprensible dentro del marco actual en el cual miríadas de datos se acumulan en los alvéolos disciplinarios cada vez más estrechos y taponados. Es imposible dentro del marco en el que las grandes disciplinas parecen corresponder a esencias y a materias heterogéneas: lo físico, lo biológico, lo antropológico. Pero es concebible en el campo de una physis generalizada. Bien entendida, una tal unificación, no tendría ningún sentido, si fuera únicamente reduccionista, reduciendo al nivel más simple de organización los fenómenos de organización compleja; sería insípida si se hiciera efectiva envolviéndose en una generalidad omnipresente, como la palabra sistema. Sólo tiene sentido si es capaz de aprehender, al mismo tiempo, unidad y diversidad, continuidad y rupturas. Pero nos parece bien que eso sea posible en una teoría de la auto-eco-organización, abierta a una teoría general de la physis (Morin, 1995).

En síntesis, este autor sostiene que los tres pilares más grandes de la ciencia: la Física, la Biología y la Antropología, ya no serían entidades cerradas, pero no por eso deben perder su identidad. Así, su idea de la ciencia como unidad respeta a la Física, a la Biología, y a la Antropología, pero critica al fisicismo, al biologismo y al antropologismo (Morin, 1995).

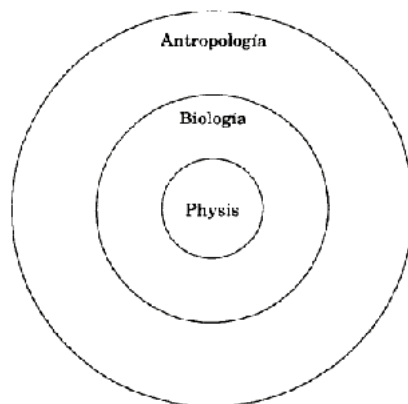


Figura 2. Unidad de la ciencia (Morin, 1995).

Entonces, a partir del planteamiento de Vigil (2011) y de la idea de transdisciplina y complejidad de Morin (1995), se propone el siguiente esquema metodológico para la construcción de escenarios de sistemas complejos, en el abordaje de la captura del carbono a través de la siembra de los maíces nativos.

En la Figura 3, cada uno de los círculos se refiere a un campo disciplinar, en donde se ven implicados diferentes conceptos y procesos. Al mismo tiempo, cada círculo también representa al Objeto, que se relaciona con el sujeto individual o colectivo. Los círculos están atravesados por procesos relacionales de género, etnia, edad y clase. Todo proceso de desarrollo de la conciencia tiene mecanismos de control, es decir, amenazas para continuar avanzando, como lo sería el miedo y la violencia. Simultáneamente existen mecanismos de promoción que impulsan la toma y evolución de la conciencia, por ejemplo la información y el conocimiento.

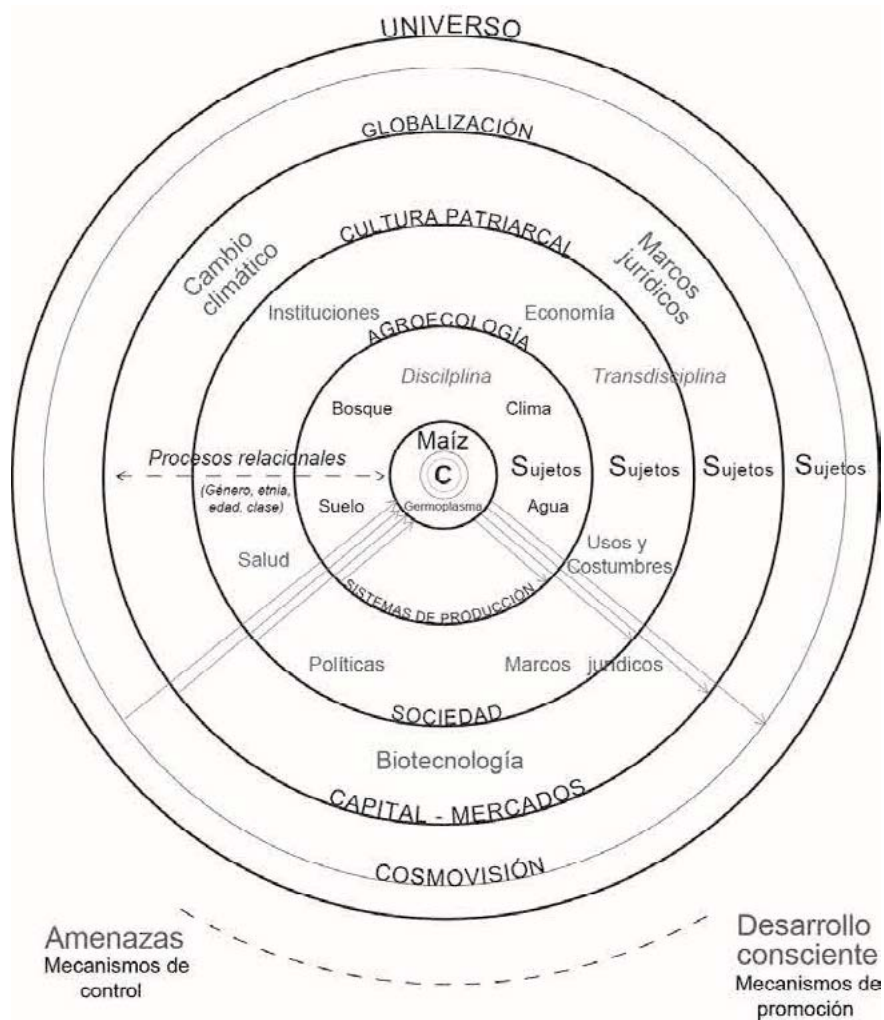


Figura 3. Construcción de escenarios de sistemas complejos. Fuente: Elaboración propia, basada en aportaciones de García (2006), Vigil (2011) y Morin (1995).

Conclusiones

Partir del análisis fenomenológico de la realidad, como método de aproximación a los procesos conductuales y cognitivos del ser humano, nos ha permitido reconocer la importancia que las visiones cualitativas y complejas tienen para poder entender las crisis ambientales como fenómenos sistemáticos, interconectados con diferentes niveles de la relación Ser humano (Sujeto)- Naturaleza (Objeto).

El cambio climático se anuncia como un fenómeno que estará muy presente durante las siguientes generaciones, ello reclama acciones concretas y el cambio de paradigmas que sustentan los estilos de vida actuales. En este sentido, el desarrollo de la conciencia campesina en condiciones de feminización sobre la crisis ambiental y sus estrategias de mitigación para el cambio climático, son referentes de la subjetividad cultural de los pueblos para la protección de la vida humana, en conjunto con las especies con las que se ha coevolucionado en el planeta.

El factor crítico para enfrentar el fenómeno, radica en la posibilidad de construir sociedades cada vez más dialógicas, momento a partir del que toman valor especial los procesos de desarrollo de la conciencia como un cúmulo de experiencias consignadas en la clase, etnia, género y condición social,

lo que permite darse cuenta de una situación determinada y trascenderla mediante lo que Fromm y Suzuki (2008) denominan como mecanismos específicos de acción y pensamiento, que definitivamente se ven enriquecidos desde la heterogeneidad y la experiencia de religación con la otredad. En estos términos, surge la oportunidad de la reflexión crítica, para quizá ir abriendo hacia las ciencias, la discusión sobre el desarrollo de las conciencias y las subjetividades como fuentes del sentido práctico y de conocimiento de la realidad.

Lo anterior, nos llama a la formulación de nuevas interrogantes que retomando al maíz nativo con doble propósito: alimentar y capturar carbono (Objeto) en relación con los sujetos (mujeres campesinas e indígenas) y sus fenómenos (cambio climático y feminización), disminuyan la banalidad con la que se aborda el problema de la conciencia en la misma intencionalidad de la interdisciplinariedad. Ciertamente, la acción femenina rural sobre los problemas ambientales puede dar cabida a un tratamiento complejo donde todas las respuestas son posibles. La falta de reconocimiento de las experiencias cotidianas de las mujeres rurales guardianas del patrimonio natural y cultural del campo, la negación de sus necesidades y motivaciones que las llevan a concientizarse sobre la problemática ambiental y a aportar desde sus estrategias, dificulta la construcción de conocimientos complejos desde nuevas raíces éticas y epistemológicas.

Agradecimientos

Esta ponencia es un producto del proyecto “El maíz mesoamericano y sus escenarios de desarrollo local” financiado por CONACYT- SEP ciencia básica, 2009. Agradecemos el apoyo brindado para la realización de este trabajo.

Bibliografía

- Bartra A. 2010. Tiempos de turbulencia. *Argumentos* 23:91-119.
- FAO. 2008. *Climate Change and Food Security: A Framework Document*. Roma.
- Fromm E., D. Suzuki. 2008. *Budismo Zen y Psicoanálisis*. Fondo de Cultura Económica. Distrito Federal. México. 155 pp.
- García R. 2006. *Sistemas complejos: Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Editorial Gedisa. Barcelona, España.
- IPCC. 2007. *Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio*. IPCC. Ginebra, Suiza.
- Morin E. 1995. *Introducción al pensamiento complejo*. Editorial Gedisa. España. 201 pp.
- Vigil G. 2011. *Las claves de la evolución de la conciencia*. Guadalajara, México. 381 pp



3.8 La política pública y el mercado del carbono en el Programa Nacional de Cambio Climático 2013-2018

Moreno-Plata Miguel¹

¹*Academia de Ciencia Política y Administración Urbana, Universidad Autónoma de la Ciudad de México, Prolongación San Isidro, No. 151, Col. San Lorenzo Tezonco, Delegación Iztapalapa, C.P. 09790, D. F., México.
Autor para correspondencia: miguel.moreno.plata@uacm.edu.mx*

Resumen

Una política pública eficaz sobre el carbono debería considerar la densidad institucional en el ámbito ambiental y del cambio climático. Desde esta perspectiva, una cuestión fundamental es la naturaleza compleja y dinámica de las interacciones institucionales, cuya matriz son los arreglos institucionales a nivel nacional e internacional. La revisión de la evidencia teórica y empírica permite establecer que la integración y ejecución de la agenda ambiental y del cambio climático se encuentra condicionada por esta matriz institucional. Así, la eficacia de las políticas ambientales depende, en buena medida, de la existencia de mecanismos institucionales que procesen sistemáticamente las interacciones entre la agenda local, sub-nacional, nacional e internacional. La cuestión ambiental y el cambio climático tienen amplios rangos de incertidumbre, por lo que el sistema de planeación debe reorientarse a partir del reconocimiento de estas realidades institucionales y ecológicas. En el caso de México, la planeación de las políticas vinculadas a los mercados de carbono debe considerar esta densidad institucional derivada de la naturaleza del cambio climático y los arreglos inherentes al sistema federal. La planeación en los diversos órdenes de gobierno, incluyendo el Plan Nacional de Desarrollo, deberían asumir los enfoques teóricos emergentes centrados en la gobernanza mediante redes de colaboración, políticas anidadas y acciones anticipatorias.

Palabras clave: escalas, interacciones institucionales, gobernanza, planeación, medio ambiente.

Abstract

An effective public policy on carbon should consider institutional density in environmental and climate change. From this perspective, a key issue is the complex nature and dynamic of institutional interactions, which matrix are the institutional arrangements at national and international levels. The review of the theoretical and empirical evidence that allows for the integration and implementation of the environmental agenda and climate change is conditioned by this institutional matrix. Thus, the efficacy of environmental policies depends, a great extent, of the existence of institutional mechanisms that process systematically the interactions between local agenda, sub-national, national and international. The environmental question and climate change have large ranges of uncertainty, so that the planning system should be redirected from the recognition of these institutional and ecological realities. In the case of Mexico, the planning of policies related to carbon markets should consider the institutional density derived from the nature of climate change and arrangements inherent in the federal system. The planning in the various levels of government, including the National Development Plan, should assume the emerging theoretical approaches centered governance through collaborative networks, anticipatory actions and nested policies.

Keywords: scales, institutional interactions, governance, planning, environment.

Introducción

Un reto esencial de la sostenibilidad ecológica radica en la naturaleza ecológica e institucional de los bienes y servicios ambientales, exploración realizada por pensadores de la talla de Elinor Ostrom (2000). El problema de desajuste entre las escalas institucionales y ecológicas es de fundamental importancia para la sostenibilidad ecológica. Así, la sobreexplotación puede atribuirse a una falta de coincidencia de escalas: cuando las escalas de actuación institucional no coinciden con la escala espacial, temporal, o funcional de los bienes y servicios ambientales es muy probable que exista un uso insostenible de estos recursos, el cual persistirá hasta que el desajuste de las escalas sea corregido. Desde esta perspectiva, las discordancias espaciales se producen cuando las fronteras de gestión no coinciden con los límites de la entidad ecológica, mientras que los desajustes temporales se presentan entre la inmediatez de los ciclos políticos electorales y la lentitud de los cambios sociales y organizacionales frente a la rapidez de los principales problemas ambientales contemporáneos. En tanto, los desajustes funcionales están relacionados con el alcance diferenciado entre los intereses del sistema de administración, el de los usuarios y la naturaleza compleja de los ecosistemas (Folke *et al.*, 2007).

Las interacciones entre niveles se refieren a aquellas que se presentan dentro de una misma escala, por lo que también se conocen como “interacciones multinivel” (en la escala institucional, por ejemplo, se presentan constantes interacciones entre las leyes federales y locales). En cambio, las interacciones transversales son las que se presentan entre diversas escalas (por ejemplo entre la escala natural y la institucional), mismas que se conocen también como “interacciones de escala múltiple” (Cash *et al.*, 2006). En atención a la naturaleza de este trabajo centraremos nuestra atención en la escala institucional. Desde esta perspectiva, resultan de gran importancia los arreglos institucionales a nivel local, regional, sub-nacional e internacional; por lo que resultan apropiados los enfoques que enfatizan las diferencias de la institucionalidad ambiental en los diversos niveles jurisdiccionales, siendo de especial relevancia las interacciones interinstitucionales (Young, 2006). En las sociedades complejas existe una gran densidad institucional, lo que incrementa la posibilidad de interacciones entre dos o más instituciones. Las interacciones institucionales se presentan tanto en el plano horizontal como vertical. En el primer caso se generan en el mismo nivel de organización social (como serían las interacciones entre el régimen de protección del ozono estratosférico y el relativo al cambio climático en el ámbito del derecho internacional). El segundo supuesto se refiere a las que se presentan en diversos niveles de la organización social, como serían las interacciones entre el régimen nacional y sub-nacional en materia de cambio climático (Young, 2002).

Las instituciones también interactúan entre sí como resultado de las interdependencias funcionales relativas a las conexiones y enlaces estratégicos inherentes tanto a las políticas como a la organización. Así, las interdependencias funcionales se producen cuando los problemas o actividades que corresponde a dos o más instituciones están vinculadas en lo biogeofísico o en términos socioeconómicos (Young, 2002). Desde este eje de análisis, existe un amplio rango de interacciones que van desde el sistema local al sistema global: local/nacional, local/sub-nacional, local/internacional, sub-nacional/nacional, sub-nacional/internacional y nacional/internacional. La evidencia disponible en la literatura especializada de las últimas décadas señala los límites de la administración en un solo nivel. Más bien, existe la necesidad de diseñar y rediseñar a las instituciones en los diversos niveles de actuación, con especial atención a las interacciones entre las diversas escalas. La administración transversal en el ámbito institucional significa algo más que la gestión a diferentes escalas, aisladas una de la otra. Los problemas tienen que examinarse simultáneamente en varias escalas, para establecer cuándo y dónde se presentan las interacciones entre diversas escalas institucionales (Berkes, 2002).

En este contexto, surge una pregunta central: ¿cuáles son los mecanismos institucionales más idóneos para que la gestión de los recursos locales se pueda acoplar a las instituciones de mayor escala sin perder su vinculación funcional con los bienes ambientales de base? Se pueden formular distintas aproximaciones a esta cuestión. Las instituciones convencionales de gestión de los recursos han tenido éxito en la producción de ganancias y el crecimiento económico en el corto plazo, pero han fracasado en la protección y gestión sostenible de los sistemas socio-ecológicos. Ante los límites de las instituciones tradicionales surgen los enfoques alternativos como las redes y el anidamiento.

El anidamiento no implica necesariamente una estructura jerárquica de arriba-abajo, es decir, una actuación secuenciada de las diversas instituciones encargadas de la gestión de recursos y bienes ambientales en los diferentes niveles. Por el contrario, las principales problemáticas ambientales requieren una actuación institucional simultánea. El anidamiento no implica vínculos estrechos; por el contrario, puede sustentarse en acoplamientos de naturaleza flexible (Folke *et al.*, 2007). Así, las instituciones anidadas se pueden entender como reglas formales e informales, políticas y programas que están presentes en sistemas ubicados en diferentes niveles (local, regional, nacional, global), y con una diversidad de actores, permitiendo que el sistema responda, en la medida en que el sistema socio-ecológico está siendo afectado y/o modificado (Vélez *et al.*, 2011). Desde esta perspectiva, el “Enfoque Anidado” (EA) es una propuesta para estructurar mecanismos efectivos de incentivos para reducir la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) producidos por la deforestación y la degradación de bosques, la conservación de las funciones ambientales, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono (REDD+) en múltiples escalas y niveles (Conservación Internacional, 2013).

Materiales y métodos

El mercado de carbono es una respuesta institucional al problema relacionado con la alteración del sistema climático por factores antrópicos vinculados con las emisiones de gases de efecto invernadero. Visto así, dicha problemática comprende dos dimensiones fundamentales: ecológica e institucional. En pocas palabras, la esencia de dicha problemática es la complejidad. A partir de lo anterior existe la necesidad de explorar esta cuestión desde la metodología de la complejidad que permita entender la naturaleza y dinámica de las interacciones entre los subsistemas que integran el sistema socio-ecológico.

Partiendo de la naturaleza compleja del problema vinculado a las políticas del mercado de carbono, se considera conveniente la utilización del método de análisis institucional. En razón de la diversidad de perspectivas teóricas y metodológicas que existen en las variantes institucionales, en este trabajo se privilegian el enfoque de *policy networks* (redes de políticas) y en el análisis de las estructuras institucionales. Desde la primera perspectiva, el foco de estudio son los actores ubicados en las diferentes instituciones, incluyendo el Estado y el mercado; en razón de la naturaleza de la investigación se pone especial énfasis en el análisis del elemento esencial de la organización estatal: el gobierno. En cambio, desde el segundo ángulo analítico se estudian las diversas estructuras ubicadas en diferentes escalas espaciales. Así, en el nivel meso se encuentran las instituciones internacionales, mientras que a nivel macro se pueden identificar los diversos ámbitos gubernamentales (nacional, subnacional y local).

Resultados y discusión

La complejidad y densidad institucional de los Estados federales es aún mayor que en los Estados unitarios. Esta cuestión adquiere proporciones aún mayores en la agenda pública relativa al cambio

climático y el medio ambiente, pues además de las interacciones institucionales entre el nivel internacional y nacional, hay que considerar, además, las interacciones nacionales y sub-nacionales (estatales y locales).

Explorando la densidad institucional internacional

El 31 de diciembre de 2012 expiró el Protocolo de Kioto. El instrumento jurídico más emblemático en materia de cambio climático no sólo resultó ineficaz para combatir el calentamiento global, sino que tampoco pudo movilizar la voluntad política de la institución política más importante de la modernidad: los Estados nacionales.⁴ Sin embargo, el sistema jurídico internacional en esta materia gira en torno de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC, 1997), cuyo objetivo principal es “[...] la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático”. Acorde con este objeto, establece un conjunto de compromisos tanto para los países desarrollados como para las naciones en desarrollo. Así, los principales compromisos de los países en desarrollo son: Elaboración de inventarios nacionales de emisiones y sumideros de GEI; formulación e implementación de programas de mitigación y adaptación al cambio climático; promover la gestión sostenible de los sumideros de GEI y la formulación de políticas transectoriales.

Desde nuestra perspectiva, el Plan de Acción de Bali marca una tendencia en la política internacional sobre el cambio climático, pues con su aprobación se inicia un proceso global encaminado a la aplicación eficaz de la Convención a través de su consolidación institucional, más allá de los estrechos márgenes de acción establecidos en el Protocolo de Kioto. De esta manera, la COP-13, estableció la siguiente ruta crítica:

- a) Acciones de mitigación del cambio climático, rubro que incluye un enfoque de políticas relativas a la reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques en los países en desarrollo; la función de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono en los países en desarrollo (REDD);
- b) Acciones de adaptación al cambio climático, considerando aspectos como la gestión del riesgo y reducción de la vulnerabilidad a los desastres;
- c) La intensificación de la labor destinada a proporcionar recursos financieros e inversiones para apoyar las medidas de mitigación y adaptación, incluyendo mecanismos innovadores de financiación.

Sin embargo, es importante subrayar el proceso de institucionalización del CMNUCC. Vale la pena destacar dos elementos que evidencian esta tendencia: la constitución del Fondo Verde para el Clima y el mecanismo de incentivos de la REDD+.

En el marco del Artículo 11 de la citada Convención, la COP-16 realizada en Cancún, México, 2010; se decidió establecer el Fondo Verde para el Clima, como una de las principales entidades operativas del mecanismo financiero de la citada Convención.⁵ El Fondo busca promover el cambio de paradigma hacia un desarrollo más resistente al cambio climático, con economías de bajas emisiones, buscando que los países en desarrollo limiten o reduzcan sus emisiones de GEI, a la vez que se adapten

⁴ Según la ruta pos-Kioto adoptada en la COP-18 (Doha, 2012): a) existe en principio, la decisión de avanzar en la adopción de un protocolo o de algún otro instrumento legal con fuerza legal en el marco de la CMNUCC; b) presentación de un proyecto de texto de negociación (diciembre de 2014); c) texto para negociación (mayo de 2015); d) suscripción (diciembre de 2015); e) entrada en vigor (a partir de 2020).

⁵ El Fondo será administrado por una Junta integrada por 24 miembros (con un número igual de miembros procedentes de países en desarrollo y de países desarrollados) y también se contempla a un administrador fiduciario.



a los efectos adversos del cambio climático, apoyando proyectos, programas y políticas. De esta suerte, el Fondo pretende catalizar la aportación de financiación para el combatir el cambio climático, tanto pública como privada, a nivel internacional y nacional; procurando elevar al máximo el impacto de la financiación en la agenda global y nacional de adaptación y mitigación del cambio climático. La COP-17 siguió la ruta trazada en los Acuerdos de Cancún y aprobó el instrumento rector del Fondo Verde, así como las bases del procedimiento para asegurar la coherencia entre las políticas, programas y líneas de acción del Fondo con las estrategias y los planes nacionales en la materia. Los países receptores de los recursos podrán designar una autoridad nacional, misma que recomendará a la Junta del Fondo propuestas de financiación en el contexto de las estrategias y planes nacionales sobre el cambio climático. Los países receptores también propondrán a entidades sub-nacionales, nacionales y regionales para la recepción del financiamiento (CMNUCC, 2011).

El Acuerdo de Copenhague (COP-15), estableció la necesidad de lograr una disminución de las emisiones que permita mantener el aumento de la temperatura mundial por debajo de 2°, por lo que reconoció la importancia de la reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal, aumentando la absorción de GEI por los bosques, por lo que se acordó establecer incentivos para esas actividades mediante el establecimiento de un mecanismo que incluya actividades de REDD+ con el fin de hacer posible la movilización de recursos financieros de los países desarrollados hacia las naciones en desarrollo (CMNUCC, 2009). De esta manera, la COP-16 estableció la necesidad de que los países en desarrollo contribuyan en la mitigación en el sector forestal, precisando los alcances de la REDD+.

Explorando la densidad institucional a nivel nacional y sub-nacional

Desde esta perspectiva tenemos dos principales ángulos de análisis: la institucionalidad derivada de la Ley General de Cambio Climático y las instituciones vinculadas con las leyes estatales en esta materia.

La Ley General de Cambio Climático (LGCC) establece el Sistema Nacional de Cambio Climático (SNCC) como el mecanismo institucional de concurrencia, colaboración y coordinación en la agenda del cambio climático en los tres ámbitos de gobierno. Así el SNCC se integra por tres instituciones del gobierno federal (la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, el Consejo de Cambio Climático y el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático), los gobiernos estatales, un representante de cada una de las asociaciones de gobiernos municipales y representantes del Congreso de la Unión. Dentro del sistema de distribución de competencias, a la federación le corresponde la formulación de la estrategia y el programa nacional sobre cambio climático; la creación y regulación del comercio de emisiones y la formulación de metodologías para la elaboración, actualización y publicación del inventario nacional y los respectivos inventarios estatales (LGCC, 2012). La citada Ley también contempla el establecimiento del Fondo para el Cambio Climático, fideicomiso público que tiene por objeto la captación y canalización de recursos (públicos y privados), nacionales e internacionales, para apoyar las políticas de la agenda del cambio climático.

Otro dato relevante para este análisis es el hecho de que en diversos estados del país se expidieron las respectivas leyes estatales sobre cambio climático, inclusive antes que se expidiera la ley federal. En este supuesto se encuentran los estados de Veracruz (2010), Chiapas (2010), Distrito Federal (2011), Quintana Roo (2012) y Baja California (2012). La característica general de estas leyes estatales es que establecen un sistema de competencias concurrentes entre los respectivos gobiernos estatales y municipales. El problema central en este rubro es que con la expedición de la LGCC las leyes estatales de referencia tendrán que modificarse para ajustarse a los principios y disposiciones de la ley federal.

Otra cuestión relevante es la distribución de competencias en el sector ambiental y de recursos naturales entre los tres ámbitos de gobierno. El objeto de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la

Protección al Ambiente (LGEEPA) consiste en la protección y restauración de las funciones ambientales de los ecosistemas, así como la utilización sostenible de los bienes de base (recursos naturales). Para fin, dicha legislación establece un régimen jurídico de competencias compartidas entre los tres órdenes de gobierno. Sin embargo, es preciso señalar que este régimen ambiental se encuentra funcionalmente vinculado con el régimen relativo a los recursos naturales previsto en diversas leyes federales sectoriales, tales como la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable y la Ley General de Vida Silvestre.

En el marco del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012, se formuló la Estrategia Nacional de Cambio Climático, mientras que en 2009, a raíz del IV Informe del Panel Intergubernamental de Cambio Climático, se elaboró con un sentido de urgencia el Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. El nuevo programa 2013-2018 deberá considerar la evolución del régimen nacional, sub-nacional e internacional, la densidad institucional y las evidencias científicas disponibles.

La planeación adaptativa

En este contexto de alta densidad institucional y en atención a la naturaleza del cambio climático y los mercados de carbono, se imponen dos preguntas centrales ¿tiene sentido seguir hablando de planeación en contextos de alta complejidad e incertidumbre? Si la respuesta es afirmativa, ¿en qué sentido se debe modificar el sistema de planeación? Estas preguntas se pueden responder desde la perspectiva teórica sustentada en dos modelos emergentes.

La gobernanza colaborativa se centra en un proceso de aprendizaje compartido, a través del diálogo entre los interesados, abarcando actividades como la negociación regulatoria, las asociaciones público-privadas y las reuniones públicas. El énfasis es la transferencia de conocimientos técnicos a los participantes por parte de los expertos, a la vez que se aprovechan los conocimientos ordinarios de los interesados, produciéndose nuevos conocimientos a través de estas interacciones dialécticas (Berk y Lyles, 2012). En sentido más amplio la gobernanza en redes comprende la participación de diversos actores, ya sea del estado, el mercado o la sociedad.

Por otra parte, la gobernanza anticipatoria es un nuevo modelo de planeación y toma de decisiones en condiciones de alta incertidumbre basado en los conceptos de prospectiva, flexibilidad y una amplia gama de escenarios futuros para anticipar estrategias de adaptación, monitoreando el cambio y usando estas estrategias para orientar la toma de decisiones (Quay, 2010). De esta manera, la gobernanza anticipatoria se puede describir como "un sistema de instituciones, reglas y normas que proporcionan una forma de uso de la prospectiva, las redes, y la retroalimentación" para reducir el riesgo, mejorar la planificación e incrementar la capacidad de respuesta ante problemas con amplios rangos de incertidumbre. Así, bajo este modelo los sistemas se diseñan para manejar múltiples flujos de información relacionados con eventos cuyas interacciones son complejas y no lineales. Como un complejo sistema de sistemas, la gobernanza anticipatoria no es sólo la suma de sus componentes, sino también con su propio entorno (Fuerth, 2011). En este contexto, la planeación adaptativa implica la integración del enfoque de colaboración y anticipatoria. El primero permitiría abordar la densidad institucional en materia de medio ambiente y cambio climático, mientras que la gobernanza anticipatoria abordaría los fenómenos relativos a la complejidad y la incertidumbre de la citada problemática. Se integra por las siguientes etapas: desarrollo de una base de conocimientos a través de la formación de escenarios con base en múltiples modelos; formulación de políticas flexibles, ya sean contingentes (alineadas con un escenario en particular) o políticas adaptativas (se ajustan a diversos escenarios); sistemas de monitoreo y seguimiento de los resultados (Berk y Lyles, 2012).

En este contexto, la planeación adaptativa emerge como un sistema de planeación que puede incorporar los amplios rangos de incertidumbre del cambio climático; incluir la naturaleza compleja de



las políticas de adaptación y mitigación, incluyendo las interacciones sociedad/mercado/estado y gestionar de forma más eficaz la densidad institucional en esta materia.

Conclusiones

La planeación ambiental, incluyendo la del cambio climático debería sustentarse en la diversidad de niveles y escalas institucionales que inciden en esta problemática, además de considerar los amplios rangos de incertidumbre que existen en los modelos climáticos.

En México es necesario avanzar en la construcción de un nuevo sistema de planeación que sea más acorde con los dos factores de referencia. En este contexto, resulta importante que el sistema de planeación ambiental y del cambio climático se sustente en políticas anidadas, con mecanismos institucionales que funcionen en redes conectadas con las principales instituciones en el ámbito internacional, nacional, sub-nacional y local. Desde esta perspectiva, el sistema nacional de planeación deberá sustentarse tanto en la institucionalidad ambiental como desde la lógica del funcionamiento y fines del sistema nacional del cambio climático, de reciente manufactura y en proceso de institucionalización en los tres órdenes de gobierno.

Bibliografía

- Cash D. W., W. N. Adger, F. Berkes, P. Garden, L. Lebel, P. Olsson, L. Pritchard, O. Young. 2006. Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. *Ecology and Society* 2:1-12.
- CMNUCC. 1997. Protocolo de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- CMNUCC. 2009. Decisión 1/CP.16. Acuerdos de Cancún: resultado de la labor del Grupo de Trabajo Especial sobre la cooperación a largo plazo en el marco de la Convención.
- CMNUCC. 2011. COP-17. Decisión 3/CP.17 Puesta en marcha del Fondo Verde para el Clima.
- Berkes F. 2002. Cross-Scale Institutional Linkages: Perspectives from the Bottom Up. In: Ostrom E., T. Dietz, N. Dolsák, P.C. Stern, S. Stovich, E.U. Weber. (eds). *The Drama of the Commons*. National Academy Press. Washington, D. C. pp. 293-322.
- Berk P., W. Lyles. 2012. Public Risks and the Challenges to Climate Adaptation: A Proposed Framework for Planning in the Age of Uncertainty. Paper presented at the Workshop on The Local Benefits of Sustainability. Florida State University. Tallahassee, Florida. 42 pp.
- LGCC. 2012. Ley General de Cambio Climático. Distrito Federal, México.
- Conservación Internacional. 2013. El enfoque anidado para REDD+. Consultado en <http://www.conservacion.org/peru>
- Folke C., L. Pritchard, F. Berkes, J. Colding, U. Syedin. 2007. The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions: Ten Years Later. *Ecology and Society* 1:1-38.
- Fuerth L. 2011. Operationalizing Anticipatory Governance. *Prism* 2:31-46.
- Ostrom E. 2000. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 395 pp.
- Quay R. 2010. Anticipatory Governance. *Journal of the American Planning Association* 76:496-511.
- Vélez M., P. Ramos, L. Alayón. 2011. Instituciones anidadas para prevenir y resolver conflictos socio-ambientales: manejo y distribución del agua en Campo Alegre (Huila, Colombia). *Cuaderno de Desarrollo Rural* 67:71-90.
- Young O. R. 2002. Institutional Interplay: The Environmental Consequences of Cross-Scale Interactions. In: Ostrom E., T. Dietz, N. Dolsák, P. C. Stern, S. Stovich, E. U. Weber. (eds). *The Drama of the Commons*. National Academy Press. Washington, D. C. pp. 263-291.
- Young O. R. 2006. Vertical Interplay among Scale-dependent Environmental and Resource Regimes. *Ecology and Society* 1:1-16.

3.9 Estrategia de mitigación-adaptación al cambio climático del sector cafetalero en la Sierra Madre de Chiapas

Tinoco-Rueda Juan A.¹; Morales-Mendoza Mónica²; Virginio-Filho Elías de M.³ y Carrillo-Negrete Iris⁴

¹Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo, km 6 carretera Huatusco-Xalapa, Huatusco, Veracruz. C.P. 94100, México. Autor para correspondencia: tinoco@correo.chapingo.mx

²Conservation International Mexico, A.C., 11ª Poniente Norte, Vista Hermosa, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

³Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Cartago, Turrialba 30501, Costa Rica.

⁴Geomática y Recursos Naturales, S.C., Av. 4-B, La Garza, Huatusco, Veracruz, México.

Resumen

Es probable que el fenómeno de cambio climático antropogénico tenga implicaciones en el sector agrícola de México. Se observa que los cultivos de temporal que se establecen en zonas rurales como el cafeto son más vulnerables a cambios en las variables climáticas, especialmente en la temperatura y precipitación. Desde el punto de vista de mitigación, la cafecultura bajo sombra registra un potencial elevado de captura de dióxido de carbono atmosférico gracias a la diversidad de plantas que se encuentran por unidad de superficie. Con base en lo anterior se llevó a cabo la presente investigación en la región cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas con el objetivo de diseñar estrategias de adaptación al cambio climático y analizar el potencial de captura de carbono. Se llevaron a cabo foros regionales con productores, investigadores y tomadores de decisiones relacionados con el sector cafetalero de la región, en donde en conjunto se identificaron los principales problemas que se podrían observar bajo la amenaza del cambio climático y sus posibles actividades para disminuir los efectos negativos. Como resultado se obtuvo la estrategia de mitigación-adaptación al cambio climático en donde se establecieron tres áreas de incidencia: 1) Fortalecimiento de capacidades adaptativas, 2) Gestión de riesgos, y 3) Potencial de mitigación a través de la captura de carbono. Actualmente las acciones formuladas se están llevando a cabo por medio de un grupo interinstitucional que contempla los tres niveles de gobierno, organizaciones sociales y centros de enseñanza-investigación.

Palabras clave: vulnerabilidad, capacidad adaptativa, gestión de riesgos, cafecultura.

Introducción

Actualmente se está iniciando un nuevo periodo de cambio climático, aunque a diferencia de los registrados en épocas pasadas, se presenta por efecto de las actividades del humano o antropogénicas (Rivera, 1999). Las principales actividades que liberan GEI a la atmósfera son la quema de combustibles fósiles y de biomasa, incendios forestales, el cultivo de arroz, la producción pecuaria, residuos sólidos urbanos, uso de fertilizantes, refrigerantes industriales, aparatos de aire acondicionado, la actividad petroquímica, entre otros (CICC, 2007; Solomon *et al.*, 2007). Se estima que este cambio climático antropogénico tenga efectos sobre los sistemas ecológicos, productivos, económicos y sociales. Algunos ejemplos de los posibles impactos del cambio climático en el sector agrícola son: (1) cambios en el desarrollo y productividad de los cultivos, por afectaciones en los ciclos fenológicos. (2) incremento en el periodo libre de heladas de las zonas agrícolas, que se traduciría en un mayor periodo útil para el desarrollo de algunos cultivos y aumento en el número de ciclos agrícolas por año. (3) reducción de la superficie cultivable y en los rendimientos generados en zonas de temporal, debido al

aumento en la duración e intensidad de la sequía. (4) afectaciones en los distritos de riego del noroeste del país, en cuanto a la disponibilidad de agua (Monterroso *et al.*, 2010).

Con base en los componentes de los sistemas productivos, su ubicación geográfica y su adscripción política se puede estimar la vulnerabilidad al cambio climático. Las evaluaciones de vulnerabilidad en el sector agrícola pueden realizarse bajo diferentes enfoques y escalas, sin embargo, para que los resultados obtenidos y las posibles estrategias de adaptación resultantes sean confiables y aplicables se recomienda realizar estas evaluaciones por cultivo y a nivel de localidad para que sean los mismos productores quienes otorguen datos localizados (Monterroso *et al.*, 2012).

Es por lo anterior que el objetivo de la presente investigación fue desarrollar la estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático de las regiones cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas.

Materiales y métodos

La Sierra Madre de Chiapas (SMCh) presenta una superficie total de 16,680 km² y se encuentra al suroeste del estado mexicano de Chiapas. Geográficamente se ubica entre las coordenadas máximas 17° 01' 6.8" y 14° 53' 21.6" de latitud norte, y 94° 08' 41.1" y 91° 57' 6.8" de longitud oeste. Dentro de los límites de la Sierra Madre confluyen porciones de los territorios de 31 municipios del estado de Chiapas, dentro de los cuales se encuentran Cintalapa, Villaflores, Arriaga, Motozintla, Jaltenango, Villa Corzo, Tapachula, Pijijiapan, entre otros.

Para el desarrollo de la presente investigación se desarrollaron dos foros estatales, realizados en las ciudades de San Cristóbal de las Casas y Tuxtla Gutiérrez, así como dos foros regionales, realizados en Motozintla y Villaflores. El objetivo de los foros fue obtener la percepción de los productores y de las organizaciones cafetaleras sobre los impactos y posibles acciones para adaptarse al fenómeno del cambio climático antropogénico mediante mesas de trabajo. Aunado a los trabajos en colectivo, se presentó información sobre el fenómeno del cambio climático a nivel internacional, nacional y en el estado de Chiapas, además de las posibles implicaciones del calentamiento global en la cafecultura, mediante la presentación de ponencias dentro de las agendas de los foros.

A la par del desarrollo de los foros estatales y regionales, se realizó un estudio técnico sobre la caracterización y el diagnóstico del medio biofísico y socioeconómico de la Sierra Madre de Chiapas, así como una estimación del posible impacto del cambio climático en la cafecultura. Con la información obtenida en los foros y en el estudio técnico, se desarrollaron áreas de incidencia de la estrategia y sus posibles mecanismos de financiamiento.

Resultados y discusión

Como resultado de los foros realizados en diferentes regiones de la Sierra Madre de Chiapas se obtuvo la opinión de los productores y las organizaciones cafetaleras respecto a su percepción de la presencia del cambio climático, los posibles impactos a futuro, y las posibles prácticas para afrontar este fenómeno, así como otros eventos de riesgo en la región.

En los tres foros se observó que los productores reconocen la existencia de un cambio climático representado en un incremento en la temperatura, modificaciones en los patrones de lluvia, presencia de heladas y de sequías, incremento en la incidencia de huracanes que conllevan eventos de lluvia intensa, entre otras evidencias. En este sentido, se identifica al impacto del huracán Stan en el año 2005 como uno de los eventos de mayor destrucción no solo en las fincas cafetaleras, sino en todo el sistema agrícola-pecuario y forestal de la región; comentarios al respecto por parte de productores que presenciaron este evento hacen referencia a que el huracán derribó árboles de sombra y en algunos casos matas de café en las fincas. Algunos habitantes de la comunidad de Nueva Colombia en el

municipio de Ángel Albino Corzo mencionaron que las lluvias que se presentaron durante el huracán Stan ocasionaron que el suelo se ablandara, lo que propició el deslizamiento de tierra ocurrido en el año 2010. Este movimiento de tierra generó pérdidas de vidas humanas y de viviendas, así como afectaciones en las vías de comunicación y en las parcelas de cultivo.

Con relación a los eventos de riesgo en la Sierra Madre de Chiapas, se mencionó que los deslaves, los sismos y el impacto de huracanes son los principales fenómenos que afectan a las comunidades y a la producción cafetalera, especialmente en la región del municipio de Motozintla en donde la deforestación, la presencia de terreno escarpado y la ubicación de los asentamientos humanos en laderas o cercanas a los cauces de agua, incrementan la vulnerabilidad de esta zona. Con el fin de disminuir las afectaciones de estos eventos, instituciones como Protección Civil estatal y la oficina del Manejo de Riesgos de Desastres del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo han apoyado a las comunidades mediante la instalación de un sistema de radios de comunicación para poder informar a los habitantes de la presencia de un evento de riesgo. En el Cuadro 1 se presenta un ejemplo del análisis de amenazas que se obtuvo como resultado de los foros.

Cuadro 1. Análisis de amenazas presentes en la zona cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas

Amenaza	Impactos	Causas	Propuesta de Solución
Altas temperaturas	<ul style="list-style-type: none"> - Estrés de la plata de café - Probabilidad de incendios 	<ul style="list-style-type: none"> - Calentamiento global - Deforestación - Uso excesivo de agroquímicos 	<ul style="list-style-type: none"> - Reforestación - Evitar el uso del fuego para limpiar terrenos - Disminuir o evitar el uso de agroquímicos
Sequía	<ul style="list-style-type: none"> - Desabasto de agua en regiones cafetaleras - Baja producción de las plantas de café - Reducción de la actividad de los microorganismos del suelo 	<ul style="list-style-type: none"> - Calentamiento global - Deforestación - Eliminación de la sombra en los cafetales 	<ul style="list-style-type: none"> - Reforestación - Manejo de la sombra
Plagas y enfermedades	<ul style="list-style-type: none"> - Reducción en la calidad del café - Baja productividad de las plantas de café 	<ul style="list-style-type: none"> - Incremento de la temperatura - Pérdida de la cobertura arbórea - Cambios en la distribución de las lluvias - Adaptación de las nuevas generaciones de plagas a la aplicación de pesticidas - Pérdida de biodiversidad 	<ul style="list-style-type: none"> - Diversificación de especies arbóreas para sombra - Diversificación productiva en fincas cafetaleras - Uso de árboles nativos - Uso del control biológico - Uso de abonos verdes
Heladas	<ul style="list-style-type: none"> - Muerte de las plantas de café (fríos extremos) - Reducción de la calidad del grano de café - Baja producción de los cafetales 	<ul style="list-style-type: none"> - Frentes fríos - Reducción de la sombra en cafetales 	<ul style="list-style-type: none"> - Manejo de la sombra - Sistema de alerta temprana climática
Baja fertilidad del suelo	<ul style="list-style-type: none"> - Baja producción de los cafetales - Reducción de la calidad del grano 	<ul style="list-style-type: none"> - Baja aportación de fertilizantes - Uso excesivo de agroquímicos - Erosión del suelo 	<ul style="list-style-type: none"> - Establecimiento de especies fijadoras de nitrógeno - Aplicar abonos verdes - Realizar y aplicar compostas



Como resultado del análisis de las experiencias obtenidas en los foros y del procesamiento de información biofísica y socioeconómica de la región, se desarrolló la estrategia de adaptación y mitigación al cambio climático en la región cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas (EMACAFE). La estructura de la EMACAFE se agrupa en tres áreas estratégicas las cuales se describen en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Áreas estratégicas de la EMACAFE

Área Estratégica	Objetivo Estratégico	Objetivo Operacional
Fortalecimiento y consolidación de capacidades, conocimientos e innovación tecnológica	Aumentar y mejorar las capacidades y los conocimientos para enfrentar los retos del cambio climático en las siguientes áreas: (1) capacidad de coordinación interinstitucional, (2) generación de conocimientos y tecnología, (3) prácticas productivas sostenibles, (4) educación y concientización, (5) organización de los productores.	Aumentar las capacidades de los productores y organizaciones cafetaleras para comprender mejor la dinámica de la variabilidad climática y del cambio climático en la región, fomentar la conservación de los recursos naturales y la creación de grupos de productores e incrementar el valor agregado de la producción cafetalera.
Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático y gestión de riesgos	Reducir la vulnerabilidad y promover la adaptación de los productores cafetaleros y organizaciones al cambio climático y a eventos de riesgo en las siguientes áreas: (1) fortalecer la adaptación y reducir la vulnerabilidad, (2) seguimiento a riesgos y prevención de desastres.	Aumentar las capacidades de los productores y organizaciones cafetaleras para diseñar e implementar políticas, programas y medidas para la adaptación y resiliencia del sector cafetalero al cambio climático y eventos de riesgo.
Mitigación del cambio climático	Incrementar las capacidades para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero e incrementar la capacidad de secuestro de dióxido de carbono atmosférico en las regiones cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas.	Generar estudios técnicos, investigaciones y desarrollo de nueva tecnología, para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero e incrementar la capacidad de secuestro de dióxido de carbono atmosférico en los ecosistemas y agroecosistemas de las regiones cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas.

Conclusiones

La Sierra Madre de Chiapas (SMCh) es una de las zonas cafetaleras de mayor importancia en esa entidad federativa desde el punto de vista de producción. Aunado a lo anterior se registra una diversidad de productores, desde grandes empresarios hasta pequeños propietarios o ejidatarios que cuenta con menos de una hectárea de terreno.

Los productores de café participantes en los foros mencionan que en la SMCh se presentan amenazas tales como sequías, heladas y deslizamientos, las cuales incrementan la vulnerabilidad de los habitantes de la región. Estas amenazas pueden verse intensificadas por efecto del cambio climático antropogénico.

Las áreas estratégicas que se conformaron pretenden disminuir la vulnerabilidad de los productores cafetaleros de la SMCh, así como disminuir el fenómeno de cambio climático a través de la captura de carbono por medio de los sistemas de café bajo sombra.

Bibliografía

- CICC. 2007. Estrategia nacional de cambio climático. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 163 pp.
- Monterroso A. I., C. Conde, G. Rosales, J. D. Gómez, C. Gay. 2010. Evaluación de la aptitud actual y potencial del maíz de temporal bajo escenarios de cambio climático en México. *Atmósfera* 24:53-67.
- Monterroso A. I., C. Conde, C. Gay, J. D. Gómez, J. López. 2012. Two methods to assess vulnerability to climate change in the Mexican agricultural sector. En Prensa.
- Rivera M. A. 1999. El cambio climático. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes. México. 85 pp.
- Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller. 2007. Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. E.U.A. 996 pp.



3.10 Modelo de diagnóstico socio ambiental para el sector silvicultura y cambio de uso de suelo en sistemas naturales y productivos del Estado de México

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

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.

Resumen

La silvicultura y cambio de uso de suelo es uno de los sectores de mayor contribución en la generación de gases de efecto invernadero (GEI) en México y está supeditado a una serie de factores sociales, económicos y ambientales; no obstante, se ha constatado que mediante la implementación de determinadas prácticas de manejo, este sector podría pasar a ser un receptor potencialmente importante de GEI. Para entender las causas y efectos de este fenómeno a nivel regional se implementó un estudio multidisciplinario en el que se caracterizaron diferentes sistemas naturales y productivos en el Estado de México mediante encuestas de campo y muestreos sistemáticos de los reservorios de carbono en biomasa y suelo. Los resultados finales de este estudio permitirán configurar un modelo de diagnóstico socio ambiental cuyo objetivo principal será la identificación de las debilidades y fortalezas del sector dentro de los planes de mitigación y adaptación ante el cambio climático en el Estado de México.

Palabras clave: uso de suelo, sistemas productivos, silvicultura, almacenes de carbono.

Abstract

Land use, Land use change and Forestry (LULUF) is one of the most contributing sectors in the Greenhouse gases (GHG) emissions in Mexico. This sector is subject to a number of social, economic and environmental factors. However, it is observed that through the implementation of certain management practices, this sector could become potentially an important GHG sink. A multidisciplinary study in order to understand the causes and effects of this topic at the regional level was implemented. It characterised different natural and productive systems in the State of Mexico through field surveys and systematic samplings of carbon sinks in biomass and soil. The final results of this study will design a socio environmental diagnosis model, its main objective will be the identification of weaknesses and strengths of this sector in the mitigation and adaptation to climate change plans in the State of Mexico.

Key words: land use, productive systems, forestry, carbon sinks.

Introducción

Existe amplio consenso en el ámbito científico sobre las implicaciones que tienen las actividades agrícolas y pecuarias sobre la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera. Tanto la agricultura como la ganadería tienen efectos sobre los ecosistemas terrestres y la emisión de GEI debido a la pérdida de cobertura vegetal, disminución de biodiversidad, aplicación de fertilizantes, o la degradación física y química del suelo. En las últimas décadas, el cambio de uso de suelo en el

territorio nacional se ha intensificado y las cifras preliminares del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI), indican que como sector, las actividades de cambio de uso de suelo y silvicultura, contribuyen con el 14 % de las emisiones totales de GEI, siendo la segunda fuente más importante a nivel nacional. (SEMARNAT, 2009).

Siendo uno de los polos más importantes de crecimiento poblacional y desarrollo económico del país, el Estado de México cuenta aún con importantes remanentes de vegetación natural, constituida por bosques templados, subtropicales y pastizales. La importancia de estos sistemas no solo radica en la producción de materias primas y bienes económicos, sino en su función como proveedores de servicios ambientales como la captura de agua y carbono. De acuerdo a Bonfilio *et al.* (2009), entre los años de 1993 y 2002, las tierras de uso agrícola incrementaron su extensión, al pasar del 44 % al 46.5 % de la superficie estatal (Cuadro 1). Este incremento se explica por la disminución en la cobertura de los pastizales y bosques (- 2 y - 5 % respectivamente); sin embargo es probable que las cifras no reflejen el creciente deterioro de los bosques primarios y la disminución parcial de su cobertura, que los ubicaría en una categoría de bosques secundarios.

Cuadro 1. Evolución de la cobertura y uso de suelo en el Estado de México en el periodo 1993-2002 (Modificado de Bonfilio *et al.* 2009)

Categoría	1993		2002	
	ha	%	ha	%
Agricultura	983320.4	44.1	1032109.4	46.4
Asentamientos humanos	78998.4	3.5	86790.6	3.9
Forestal (varios)	624498.5	28	610807.8	27.5
Selva baja caducifolia	113826.6	5.1	115956.3	5.2
Pastizales	370993.7	16.7	326690.6	14.7

De manera paralela a los cambios descritos, han tenido lugar los procesos de intensificación en el manejo de estos recursos, favoreciendo en muchos casos su degradación irreversible (SEDAGRO, 2006). Dichos procesos, también se asocian con cambios ecológicos a nivel multiescalar (Bocco *et al.*, 2001), que contribuyen a la emisión de importantes cantidades de gases de efecto invernadero.

El reconocimiento de las entidades científicas y gubernamentales sobre las implicaciones de la actividad humana en la captura y emisión del carbono en los sistemas terrestres (CICC, 2008), así como la insuficiencia de información confiable, hacen necesario realizar estudios multidisciplinarios que permitan comprender este fenómeno. Bajo esta perspectiva, en el presente trabajo se establece una propuesta metodológica que vincula la capacidad de los sistemas naturales y productivos para acumular carbono en biomasa y suelo, con los factores socioeconómicos y ambientales que determinan su permanencia o pérdida en seis sitios del Estado de México. Con ello se pretende generar información básica sobre el comportamiento del ciclo del carbono y plantear medidas de adaptación y mitigación dentro de los planes estatales de cambio climático.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en seis sitios del Estado de México con vegetación forestal, los cuales fueron seleccionados a partir de la base de datos de conglomerados de vegetación y suelo del inventario estatal forestal (cita). Los conglomerados de vegetación correspondieron a bosque de *Abies* (BA), bosque de pino (BP), bosque de pino encino (BPE), bosque de encino pino (BEP), bosque de encino (BE) y selva baja caducifolia (SBC). Adyacente a cada uno de los grupos de bosque de referencia (BR), se seleccionaron tres sitios que representan condiciones diferentes de uso de suelo desarrolladas a

través del tiempo consistentes en: bosque secundario (BS) uso agrícola (A) y pecuario (P). En cada modalidad de uso se implementó un diseño de muestreo anidado en una superficie máxima de 0.25 ha para la medición de los almacenes de carbono en biomasa y suelo que incluyeron a los segmentos de biomasa arbórea, arbustos, herbáceas, mantillo, necromasa y suelo (Álvarez *et al.*, 2013). Para cada uno se proyectó la estimación del almacén de carbono en Mg/ha. De manera paralela se realizaron entrevistas mediante cuestionario en las comunidades de los sitios de muestreo. Siguiendo la metodología propuesta por Orozco-Hernández *et al* (2011) se establece el tamaño de la muestra total para la aplicación del cuestionario de acuerdo al número total de hogares de cada comunidad y se determinan los posibles indicadores de manejo. El diseño del cuestionario contempla la integración de dos marcos conceptuales: a) modos de vida sustentables, que permite identificar las características a nivel familiar de los capitales naturales, físicos, financieros, humanos y sociales y su vulnerabilidad (DFID, 1999, 2004; Ellis, 1999) y b) el marco FPEIR (Fuerzas motrices, presión, estado, impacto, respuesta) para la descripción del manejo de los recursos de interés en cada uso de suelo (EEA, 1999; Kristensen, 2004; CCA, 2010). Mediante este modelo integrativo se pretende relacionar las estimaciones de los almacenes de carbono y las características del uso de suelo (E), con las fuerzas motrices (F), representadas por las características familiares, infraestructura, actividad económica, ingresos y capital social, con las actividades de manejo actual que ejercen presión (P) sobre los almacenes de carbono y recursos asociados a cada uso de suelo (bosque, agrícola o pecuario), los impactos del manejo (I) y sus respuestas tanto positivas como negativas (R) a nivel local.

Resultados y discusión

Bajo las premisas anteriores, en este documento se presenta el esquema general del modelo integrativo que se aplica en la recopilación de la información de campo mediante entrevistas a la población local de los diferentes sitios de estudio.

Cuadro 2. Esquema descriptivo del modelo socioeconómico y ambiental empleado para la extracción de información en campo

USO DE SUELO	FUERZAS CONDUCTUALES	ESTADO (Capital natural)	PRESION (Degradación)	IMPACTO (Percepción del actor local)	RESPUESTA (positivas y negativas)
Bosque de Referencia (BR)	Características de los hogares: Estructura de la población por edad y sexo, nivel de educación económica, ingresos, infraestructura y capital social (costumbres, valores, redes sociales)	Estructura del bosque Densidad Forestal (individuos con DAP >7.5 cm.) Almacenes de carbono (t/ha) en estrato arbóreo, arbustivo, herbáceo, mantillo y suelo. Condición actual de las propiedades del suelo Indicadores de degradación física o química	Desmorte parcial o total para uso agrícola o pecuario Aprovechamiento forestal para madera en rollo, recolección de leña Pastoreo Incendios Caza	Bosque abierto Disminución de la biodiversidad animal y vegetal Regeneración forestal Deforestación	Participación y organización local Prácticas de manejo y conservación del bosque (Reforestación aclareo y desbroce, cajeteo, uso de madera muerta, recolección del leña, restricciones de uso) Degradación y abandono
Bosque Secundario (BS)	Tenencia de la tierra Políticas/programas (Capital Social, Humano, Económico y Financiero)	Estructura del bosque Densidad Forestal (individuos con DAP >7.5 cm.) Almacenes de carbono (t/ha) en estrato arbóreo, arbustivo, herbáceo, mantillo y suelo. Condición actual de las propiedades del suelo. Indicadores de degradación física o química	Desmorte parcial o total para uso agrícola o pecuario Aprovechamiento forestal para madera en rollo, recolección de leña Pastoreo Incendios Caza	Bosque abierto Disminución de la biodiversidad animal y vegetal Regeneración forestal Deforestación	

Cuadro 2. Continuación

Agrícola (A)	Almacenes de carbono (t/ha en suelo). Herbáceas/Residuos agrícolas Condición actual de las propiedades del suelo Indicadores de degradación física o química.	Tipo de labranza, Formas de cultivo, Insumos de fertilizantes y otros Agroquímicos Manejo de agua	Pérdida de la productividad asociada a disminución en la fertilidad del suelo Degradación de la capa arable (erosión) Cambio en el clima	Prácticas de manejo y conservación del suelos agrícolas: (incorporación de materia orgánica, Contornos de vegetación, técnicas mecánicas par el control de pérdida de sedimentos, Cambios en los ciclos agrícolas Cambios de cultivos, rotación) Manejo eficiente del agua Abandono de tierras cambio de usos de suelo
Pecuario (P)	Herbáceas/Residuos agrícolas Propiedades físicas químicas y biológicas los suelos pecuarios: Indicadores de Degradación (erosión y falta fertilidad) Productividad	Presión de carga animal (cabezas por hectárea/año) Tipo de pastoreo: extensivo, semi-extensivo e intensivo Manejo de agua Uso de agroquímicos Cultivos de pradera	Pérdida de la productividad asociada a disminución en la fertilidad del suelo Degradación de la capa arable (erosión) Cambio en el clima	Prácticas de manejo y conservación (rotación de praderas, aplicación de insumos orgánicos e inorgánicos, semillas) Manejo eficiente del agua Abandono de tierras y degradación

Como se observa en el Cuadro 2, este modelo de diagnóstico socio ambiental, analiza los almacenes de carbono y la caracterización física y química de los suelos y bosques como el estado o línea base en la cual se desarrollan los usos de suelo (forestal, agrícola y pecuario), los cuales se relacionan con respecto a los capitales disponibles de los responsables directos del manejo de los recursos naturales (agentes locales), las características de los capitales principalmente humano, físico, social y financiero representan las fuerzas motrices que influyen en las estrategias de manejo actual de los recursos naturales en los modos de vida rurales. Actividades productivas y de manejo actual son consideradas como las acciones de presión que tienen un impacto en el estado del uso del suelo, dicho impacto podrá ser percibido por los agentes locales, especialmente aquellas relacionadas a la degradación y que tengan un impacto en la productividad. Finalmente dependiendo de la percepción local de los impactos, del manejo actual, y de cambios en el estado se generarán respuestas que cambian o mantendrán las actividades de presión.

Estas relaciones de causa y efecto ayudan a identificar tendencias de manejo que repercuten de manera directa e indirecta en los almacenes de carbono y en la gestión de los recursos naturales y aspectos asociados al control y reversión de los procesos de degradación ambiental con sus consecuentes impactos sociales a diferentes escalas de tiempo y lugar.

Conclusiones

Este modelo incorpora diferentes metodologías multidisciplinarias tanto cualitativas y cuantitativas, las cuales permiten integrar las estimaciones de almacenes de carbono con indicadores sociales y económicos relevantes en las estrategias de manejo de recursos. Se consideran las percepciones locales para triangular y validar los datos muestreados y como parte del análisis lo cual es necesario en los estudios de carbono y de manejo de los recursos naturales.



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. Krasilnikov, 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. Masera. 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. *Investigaciones geográficas* 44:18-38.
- Bonfilio P. N., J. Bosque-Sendra, M. Gómez-Delgado, W. Plata-Rocha. 2009. Análisis del cambio de uso de suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariante. Una aproximación a los procesos de deforestación. Instituto de Geografía, UNAM. *Investigaciones geográficas* 69:33-52.
- CICC. 2008. Programa especial de cambio climático 2008 – 2012. Poder ejecutivo federal.
- CCA. 2010. Perspectivas ambientales en América del Norte para el año 2030. Comisión para la Cooperación Ambiental, Canadá.
- DFID. 1999. Sustainable livelihoods guidance sheets. Department for International Development (DFID). Consultado en http://www.efls.ca/webresources/DFID_Sustainable_livelihoods_guidance_sheet.pdf (1 de mayo de 2013).
- DFID. 2004. On measures taken to support the implementation of the United Nations Convention to combat desertification with a particular focus on affected developing country parties in Africa. Department for International Development.
- Ellis F. 1999. Rural Livelihoods and Diversity in Developing Countries. *Natural Resource Perspective*. No. 40.
- EEA. 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. Technical Report No 25. Copenhagen, EEA.
- Kristensen P. 2004. The DPSIR Framework. Taller de la evaluación comprensiva y detallada de la vulnerabilidad de los recursos del agua al cambio ambiental en África usando el planteamiento de cuencas. 27-29 Septiembre. Nairobi, Kenya, UNEP.
- Orozco-Hernández M. E., R. Farfán-Escalera, D. L. Gutiérrez-Sánchez. 2011. Desempeño ambiental de los recursos naturales en comunidades rurales, Estado de México. Instituto de Geografía, UNAM. *Investigaciones Geográficas* 76:84-103.
- SEDAGRO. 2006. Programa de desarrollo forestal sustentable del Estado de México 2005-2025. SEDAGRO-PROBOSQUE. 100 pp.
- SEMARNAT. 2009. Cuarta comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. SEMARNAT-INECOL. México. 274 pp.

3.11 Análisis de optimización con múltiples criterios para la valoración de la captura de carbono en la Sierra Juárez de Oaxaca, México

Bretado-Velázquez Jorge L.¹; Álvarez-Gallego Sergio²; Rubio-Sánchez Agustín² y Manzano-Méndez Filemón¹

¹Instituto de Estudios Ambientales, Universidad de la Sierra Juárez, km 2.5 Carretera Guelatao-Ixtlán, Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, Ixtlán de Juárez, Oaxaca, C.P. 68725, México. Autor para correspondencia: bretado@juppa.unsj.edu.mx

²Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Av. Ramiro de Maeztu 7, Madrid, 28040. España.

Resumen

Se realizó un análisis de optimización de escenarios con múltiples criterios para valorar la captura de carbono en bosque de pino-encino en la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas Chinantecas de la Sierra Juárez, de Oaxaca. Se formularon modelos de programación matemática que permiten hacer un análisis explícito de los diversos escenarios de la gestión de los productos forestales, incluyendo los procesos de producción derivados de la madera, y la captura de carbono con el fin de maximizar el beneficio económico para las comunidades. Los resultados de los modelos de optimización muestran que la alternativa óptima de gestión forestal consiste en maximizar la superficie asignada a cortas por fajas con turno de cuarenta años favoreciendo la regeneración natural de *Pinus patula*. Para el bosque de pino-encino se determinó un nivel de referencia de captura de carbono de 252 Mg C ha⁻¹, con un valor máximo de 280 Mg C ha⁻¹ a una edad de 52 años, y para los productos forestales incluyendo madera aserrada, bioenergía y reciclaje de productos fue de 356 Mg C ha⁻¹. El desarrollo de la alternativa y los escenarios óptimos podrían llegar a dar un beneficio anual para las comunidades, considerando todos los procesos de producción, la venta de créditos de carbono, y los empleos generados, de aproximadamente 0.84 millones US\$, en comparación con los beneficios actuales de 0.19 millones US\$. Los modelos de optimización formulados permiten tomar decisiones para proponer e implementar políticas de manejo integral forestal consistentes con el desarrollo forestal adaptable y sostenible de las comunidades.

Palabras clave: programación matemática, escenarios, beneficios, nivel de referencia.

Introducción

La actividad silvícola en la Sierra Juárez de Oaxaca inicia de manera intensiva a partir de 1956, año en que entra en vigor la concesión de los bosques de las comunidades forestales con la empresa papelera paraestatal denominada Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX). Durante los 25 años de vigencia que tuvo la concesión, se utilizó el Método Mexicano de Ordenación de Bosques (MMOB) con la aplicación de un régimen silvícola basado en las cortas selectivas. El MMBO es un método de planificación del manejo de los recursos forestales enfocado a los aprovechamientos maderables en bosques irregulares. El método consiste en una entresaca de las especies comerciales o dominantes del género *Pinus* con diámetros superiores a los 40 cm, independientemente de las características de la estructura de los rodales, como son su densidad y clases diamétricas o clases de edades (Castellanos-Bolaños, *et al.*, 2008). Este tipo de aprovechamiento en el cual se extraen los árboles de mayores dimensiones dejando en pie los árboles dominados, aunado a la falta de aplicación de las cortas intermedias, altera de manera significativa la estructura de los rodales, en las cuáles se observa la ausencia de estratos correspondientes a categorías diamétricas inferiores. Debido a que las



perturbaciones realizadas en el medio no son del tamaño mínimo para asegurar la regeneración natural de las especies heliófilas como el pino, esto favorece el establecimiento y desarrollo de las especies latifoliadas como el encino (Krankina y Harmon, 1994). Esta forma de gestión genera en la práctica una producción maderera extensiva y costosa, además de bajos rendimientos y disminución de las existencias reales de madera de pino y un aumento de las existencias reales de madera de encino.

A finales de los años setentas se implementó, aunque de manera experimental en algunas áreas, la aplicación del Método de Desarrollo Silvícola (MDS), que consiste en un método de gestión cuyo objetivo es el establecimiento de un bosque normal regular, aprovechando el máximo potencial productivo del suelo para lograr un flujo continuo del volumen comercial maderable (UZACHI, 2009).

A principios de los años ochenta termina la vigencia de la concesión a la empresa FAPATUX, y las comunidades de la Sierra Juárez se apropian de la gestión de sus recursos forestales, aunque enfrentan el reto de determinar cuál es el método de planificación más apropiado para el aprovechamiento y conservación de sus ecosistemas forestales. En la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas Chinantecas (UZACHI), organización social conformada en el marco del movimiento de silvicultura comunitaria, se determinó la continuación del MDS como método de gestión forestal, con base a la aplicación de la prescripción silvícola denominada árboles padres, una forma reconocida de la silvicultura intensiva. Recientemente, de forma experimental se ha aplicado otra variante conocida como cortas de selección en pequeños grupos o cortas en franjas, cuyo objetivo principal es favorecer el establecimiento de la regeneración natural de las especies intolerantes (UZACHI, 2009). Se realizó un análisis de optimización de escenarios con múltiples criterios para valorar la captura de carbono en bosque de pino-encino en la UZACHI en el estado de Oaxaca. Se formularon modelos de programación matemática que permiten hacer un análisis explícito de los diversos escenarios de la gestión de los productos forestales, incluyendo los procesos de producción derivados de la madera, y la captura de carbono con el fin de maximizar el beneficio económico para las comunidades.

Los modelos de optimización representan herramientas invaluable en el proceso de toma de decisiones, debido a que permiten analizar el intercambio (*trade off*) de las diferentes actividades productivas. El empleo de las técnicas multicriterios permite establecer niveles de referencia con relación a las prioridades, objetivos, y metas de producción que tienen las comunidades (André y Romero, 2008). Los resultados de los modelos de optimización muestran que las alternativas óptimas de gestión forestal consisten en maximizar la superficie asignada a cortas por franjas con un turno promedio de cuarenta años favoreciendo la regeneración natural de *Pinus patula*. El desarrollo de la alternativa y los escenarios óptimos podrían incrementar de manera significativa el beneficio anual para las comunidades considerando todos los procesos de producción, la venta de créditos de carbono, y los empleos generados. Los modelos de optimización formulados permiten tomar decisiones para proponer e implementar políticas de manejo integral forestal consistentes con el desarrollo forestal adaptable y sostenible de las comunidades.

Materiales y métodos

El área comprendida en este estudio corresponde a la superficie de las comunidades de La Trinidad, Capulálpam de Méndez, Santiago Comaltepec, y Santiago Xiacuí, las cuáles integran actualmente la UZACHI. La superficie total de la UZACHI es de 29 238 ha, y se localiza a una latitud de 17.6163, y a una longitud de -96.3927. Esta región está considerada como región terrestre y región hidrológica prioritaria, así como región de importancia para la conservación de las aves. El Fondo Mundial para la Naturaleza la clasifica como una ecoregión prioritaria para la conservación (García-Mendoza, *et al.*, 2004). Por su compleja fisiografía es altamente susceptible a los efectos del cambio climático. En años recientes, las comunidades indígenas forestales de la Sierra Juárez de Oaxaca, México han

experimentado un incremento en los índices de cambio de uso de suelo. Para contrarrestar esta tendencia se ha empleado la estrategia de diversificar las alternativas de aprovechamiento de los recursos forestales, así como la incorporación de áreas a los esquemas de pago por servicios ambientales.

Las comunidades que integran la UZACHI cuentan con programa de manejo forestal persistente de nivel avanzado en el cuál se señala como método de ordenación el MDS, con un método de beneficio de monte alto para las especies coníferas y monte medio para las especies latifoliadas, y métodos de tratamiento de selección y árboles padres. La edad del turno es de 40 años con ciclos de corta de 10 años (UZACHI, 2009). Las diferentes comunidades que integran la UZACHI cuentan cada una con infraestructura propia para la transformación de su materia prima en productos primarios y secundarios, uno de los problemas es que esta infraestructura es obsoleta y opera de manera ineficiente y poco eficaz. Las principales especies que se aprovechan son *P. patula*, *P. pseudostrobus*, y *P. ayacahuite*, con un volumen de cinco mil metros cúbicos de aprovechamiento promedio por anualidad para la UZACHI. El producto principal que se obtiene es la madera aserrada con dimensiones de 1.25 y 2.56 m de longitud, de 4, 6, y 8 pulgadas de ancho, y una pulgada de grosor.

Se utilizaron las siguientes ecuaciones alométricas para estimar biomasa para los diferentes compartimientos de la especie de *P. patula* Schl. et Cham. (Pacheco-Aquino, 2009):

$$\begin{aligned} \text{Fuste } Y &= 0.0262X^{2.6419} & (a) \\ \text{Ramas } Y &= 0.0329X^{2.1683} & (b) \\ \text{Follaje } Y &= 0.1483X^{1.3707} & (c) \\ \text{Árbol Total Linealizada } LnY &= -1.2883 + 2.5218LnX & (d) \end{aligned}$$

Con la información generada de las ecuaciones de biomasa, se utilizó el modelo CO2FIX V 3.1 para hacer las estimaciones del contenido de carbono del sistema forestal (Schelhaas *et al.*, 2004). Se formularon modelos de análisis del intercambio del volumen de madera que transcurre por cada proceso de producción así como las pérdidas (cobertura) que se generan de carbono entre el origen y el destino final. Los modelos permiten analizar el comportamiento de los flujos de carbono en función de las diferentes opciones de producción, bajo diferentes escenarios. Los procesos de producción considerados fueron los siguientes: 1) servicios técnicos forestales; 2) aprovechamiento forestal maderable; 3) aserrío; 4) secado de la madera; 5) elaboración de muebles; 6) madera para otros usos; 7) producción de carbón vegetal; y 8) madera de desperdicio para leña. Se consideraron cuatro alternativas silvícolas de la gestión forestal dentro del MDS. 1) cortas de regeneración en franjas con turno de 40 años; 2) cortas de regeneración en franjas con turno de 50 años; 3) cortas de selección en pequeños grupos con turno de 40 años, y 4) cortas de selección en pequeños grupos con turno de 50 años. Los escenarios para la gestión de los productos de interés para las comunidades fueron; 1) generación de empleo tradicional y temporal; 2) gestión óptima del reciclaje; 3) empleo potencial de la madera de encino para escuadría; y 4) empleo potencial de la madera de encino para uso energético.

Se utilizó la siguiente notación: i, I son el índice y el conjunto de las diferentes opciones de producción; j, J son el índice y el grupo de alternativas; L , es el límite superior de los procesos de producción seleccionados; A_j es el escenario j ; N_i es el conjunto de alternativas en el escenario j , que contienen el tipo opciones de producción i ; $X_j = \{\text{variable de decisión 0-1, 1 si el escenario } j \text{ es seleccionado en la solución, 0 de otra forma}\}$; $Y_i = \{\text{variable de decisión 0-1, 1 si el tipo de opción } i \text{ está representada por las alternativas seleccionadas, 0 de otra forma}\}$; $U_i = \{\text{variable de decisión 0-1, 1 si el tipo de opción de producción } i \text{ no está representada en los escenarios seleccionados, 0 de otra forma}\}$; $B = \text{número total de opciones de producción seleccionadas}$; $S = \text{número total de escenarios}$

considerados; w_1 y w_2 son ponderaciones no negativas de la función objetivo cuya suma es igual a 1 [$w_2 = (1-w_1)$]. Los modelos con un objetivo se formularon de la siguiente manera (ReVelle, *et al.*, 2002):

Modelo de selección de opciones de producción máxima cobertura:

$$\text{Maximizar } \sum_{i \in I} Y_i \quad (1)$$

sujeto a

$$\sum_{j \in J} A_j X_j \leq L \quad (2)$$

$$Y_i \leq \sum_{j \in N_i} X_j \quad \forall i \in I \quad (3)$$

$$X_j, Y_i \in \{0,1\} \quad (4)$$

Modelo de selección de opciones de producción mínima sin cobertura:

$$\text{Minimizar } \sum_{i \in I} U_i \quad (5)$$

sujeto a

$$\sum_{j \in J} A_j X_j \leq L \quad (6)$$

$$U_i + \sum_{j \in N_i} X_j \geq 1 \quad \forall i \in I \quad (7)$$

$$X_j, U_i \in \{0,1\} \quad (8)$$

La función objetivo (1) maximiza el beneficio de las diferentes opciones de producción representadas en los escenarios seleccionados, las restricciones en (2) aseguran que las opciones de producción seleccionadas no excedan el límite superior, el grupo de restricciones (3) define las condiciones de la cobertura de carbono por tipo de alternativa. La restricción (4) define el valor no negativo de las variables de decisión con un límite superior de 1, no es necesario declararlas como variables binarias. La función objetivo (2) minimiza el costo de oportunidad de las diferentes opciones de producción que no están representadas en los escenarios seleccionados, la restricción (6) controla la cobertura de carbono por tipo de alternativa, el conjunto de restricciones (7) establecen las condiciones bajo las cuales un tipo de alternativa no presenta cobertura de carbono, y la restricción (8) define el valor no negativo de las variables de decisión con un límite superior de 1. Los modelos con dos objetivos se formularon de la siguiente manera (ReVelle, *et al.*, 2002):

Modelo de selección de opciones de producción máxima cobertura:

$$\text{Maximizar } \left[w_1 * \left(\sum_{i \in I} Y_i \right) \right] - \left[w_2 * \left(\sum_{j \in J} A_j X_j \right) \right] \quad (9)$$

sujeto a

$$\sum_{j \in J} A_j X_j = B \quad (10)$$

$$\sum_{i \in I} Y_i = S \quad (11)$$

$$Y_i \leq \sum_{j \in N_i} X_j \quad \forall i \in I \quad (12)$$

$$X_j, Y_i \in \{0,1\}, B \geq 0, S \geq 0 \quad (13)$$

Modelo de selección de opciones de producción mínima sin cobertura:

$$\text{Minimizar } \left[w_1 * \left(\sum_{i \in I} U_i \right) \right] + \left[w_2 * \left(\sum_{j \in J} A_j X_j \right) \right] \quad (14)$$

sujeto a

$$\sum_{j \in J} A_j X_j = B \quad (15)$$

$$\sum_{i \in I} U_i = S \quad (16)$$

$$U_i + \sum_{j \in N_i} X_j \geq 1 \quad \forall i \in I \quad (17)$$

$$X_j, U_i \in \{0,1\}, B \geq 0, S \geq 0 \quad (18)$$

La función objetivo (9) expresa los objetivos simultáneos de maximizar el beneficio de las opciones de producción seleccionadas mientras se minimiza el costo de oportunidad de las opciones que no fueron seleccionadas, la restricción (10) estima la cobertura de carbono de las opciones de producción seleccionadas y la representa en la variable de conteo B , donde B se considera una variable de decisión y no un parámetro conocido, la restricción (11) calcula el número de tipos de alternativas con cobertura de carbono y lo representa en la variable de conteo S , el grupo de restricciones (12) define las condiciones de cobertura de carbono, y (13) representa las restricciones enteras de las variables de decisión de cobertura y de selección de opciones de producción, y los requisitos de no negatividad de las variables de conteo. La función objetivo (14) representa los objetivos de minimizar el costo de oportunidad de las opciones de producción no seleccionadas mientras que simultáneamente se minimiza la pérdida de cobertura de carbono de las opciones de producción no seleccionadas, las restricciones (15) y (16) representan las variables de conteo para los valores de la función con dos objetivos, la restricción (17) define las condiciones de cobertura, y (18) define los tipos de variables.

Resultados y discusión

Para el año de referencia del estudio, la UZACHI tenía autorizadas posibilidades de aprovechamiento forestal de 2,860 m³ y 2,084 m³ para pino y encino, respectivamente. El crecimiento promedio estimado para las masas de pino fue de 5.85 m³ ha⁻¹ por año, y para las de encino fue de 1.76 m³ ha⁻¹ por año. Utilizando el programa CO2FIX V 3.1 se calculó un factor de crecimiento de 1.0845 para las masas de pino, con un factor de área de corta de 0.8, y una relación de 0.8676 entre el crecimiento base de las masas de pino y las masas de encino. Con estos datos se calcularon los crecimientos y las posibilidades de pino y encino para las diferentes alternativas silvícolas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Crecimientos y posibilidades anuales de pino y encino en función de las alternativas silvícolas. MDS (CRTF, 40) = Cortas de Regeneración Turno 40 años, MDS (CRTF, 50) = Cortas de Regeneración Turno 50 años, MDS (CRSG, 40) = Cortas de Selección en Grupos Turno 40 años, MDS (CRSG, 50) = Cortas de Selección en Grupos Turno 50 años

Alternativa Silvícola	Pino		Encino	
	Posibilidad m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹	Crecimiento m ³ ha ⁻¹	Posibilidad m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹	Crecimiento m ³ ha ⁻¹
Silvicultura Actual	2,860	3.72	2,084	2.71
MDS (CRTF, 40)	4,494	5.85	3,273	4.26
MDS (CRTF, 50)	3,902	5.08	2,842	3.70
MDS (CRSG, 40)	1,352	1.76	983	1.28
MDS (CRSG, 50)	1,175	1.53	853	1.11

Los escenarios de mitigación seleccionados fueron el resultado de la combinación de las diferentes opciones de producción y las alternativas silvícolas. Los diferentes escenarios, también denominados *proyectos*, se compararon con la *línea base* de acumulación de carbono. El programa CO2FIX V 3.1 permitió hacer la comparación y análisis de diferentes escenarios.

Partimos del escenario denominado *línea base*, que se caracteriza por ser el que alcanzaría el bosque en el que no se llevarían a cabo alteraciones ni extracciones por los aprovechamientos forestales. Otro escenario es el denominado *proyecto* y que se caracteriza por ser el escenario que incorpora las diferentes actividades silvícolas. La diferencia entre los dos escenarios representa la captura neta de carbono a la que va a dar ejecución el proyecto de referencia (Figura 1).

Se consideró un horizonte de planificación de 200 años, y se obtuvieron las estimaciones de captura de carbono en Mg C ha⁻¹ para los diferentes *proyectos* o alternativas silvícolas (Cuadro 2). Los valores

de captura de carbono se dividieron por los años que comprende el horizonte de planificación para obtener los valores de captura de carbono por año para cada opción de gestión de productos y alternativa silvícola. Suponiendo que los valores de captura de carbono estimados podrían colocarse en el mercado voluntario de carbono a un precio promedio de US \$10. El Cuadro 3 muestra los potenciales beneficios que podrían obtener las comunidades a través de la colocación de créditos de carbono. Se tomó la relación de 14:1 como tipo de cambio del peso con relación al dólar americano.

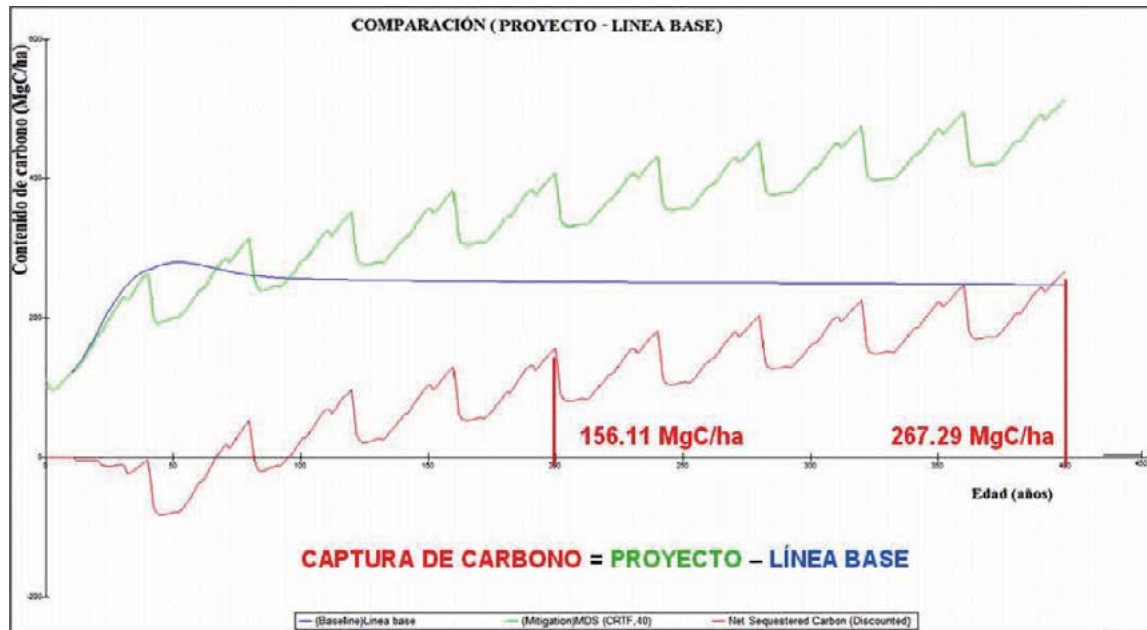


Figura 1. Comparación de captura de carbono (Mg C ha^{-1}) entre un escenario de línea base y el proyecto correspondiente a la alternativa silvícola de corta de regeneración con un turno de 40 años utilizando el programa CO2FIX V 3.1.

Cuadro 2. Estimaciones de captura de carbono en Mg C ha^{-1} para las diferentes alternativas silvícolas. ETT = Generación de empleo tradicional y temporal, EPE = Empleo potencial de la madera de encino para escuadría, EUE = Empleo potencial de la madera de encino para uso energético, GOR = Gestión óptima del reciclaje

Alternativa Silvícola	Opciones de Gestión de los Productos			
	ETT	EPE	EUE	GOR
	Mg C ha^{-1}	Mg C ha^{-1}	Mg C ha^{-1}	Mg C ha^{-1}
MDS (CRTF, 40)	156.11	182.26	156.95	154.12
MDS (CRTF, 50)	165.32	193.13	165.31	163.80
MDS (CRSG, 40)	73.43	85.16	74.24	72.73
MDS (CRSG, 50)	67.24	77.71	67.60	66.81

Cuadro 3. Beneficios potenciales por la venta de créditos de carbono para las diferentes alternativas silvícolas

Alternativa Silvícola	Opciones de Gestión de los Productos			
	ETT	EPE	EUE	GOR
	$\$ \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	$\$ \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	$\$ \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	$\$ \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$
MDS (CRTF, 40)	109.28	127.58	109.87	107.88
MDS (CRTF, 50)	115.72	135.19	115.72	114.66
MDS (CRSG, 40)	51.40	59.61	51.97	50.91
MDS (CRSG, 50)	47.07	54.40	47.32	46.77

La asignación de opciones de los procesos de producción generada en la solución de los modelos donde se obtuvo el óptimo de Pareto o solución no-inferior, se relaciona con las estimaciones de los beneficios potenciales para obtener el beneficio total y la utilidad, por opciones de la gestión de los productos y alternativas silvícolas (Figura 2).

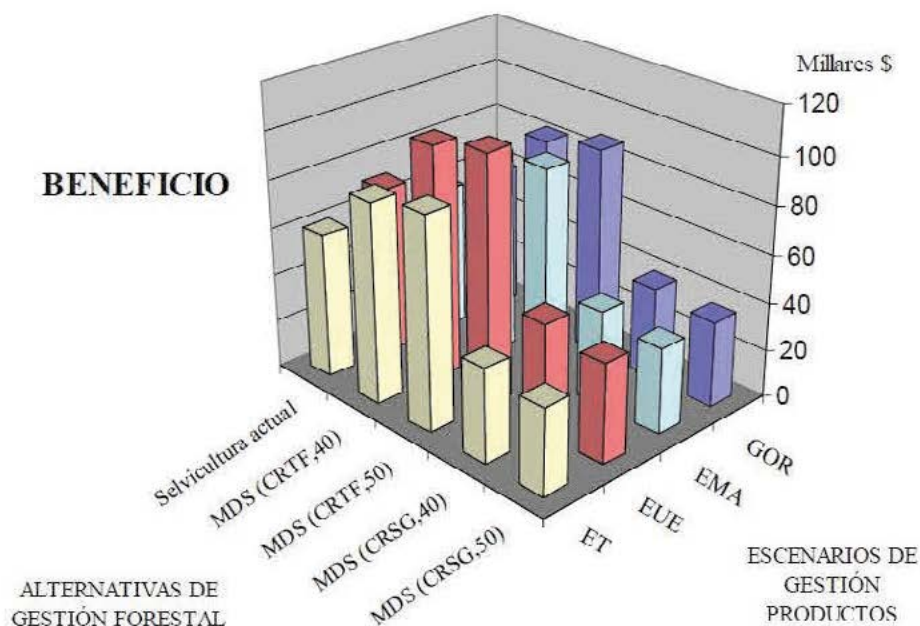


Figura 2. Venta de créditos de carbono. Beneficio total y la utilidad por opciones de la gestión de los productos y alternativas silvícolas.

Conclusiones

Los modelos de optimización con múltiples criterios representan una herramienta invaluable para la toma de decisiones debido a que permiten analizar el intercambio (*trade off*) entre las diferentes opciones de producción bajo diferentes escenarios. Estos modelos permiten hacer una asignación óptima de las actividades para maximizar los niveles potenciales de captura de carbono, minimizando la pérdida que ocurre durante las diferentes etapas del proceso productivo de los productos forestales maderables, dados los diferentes escenarios considerados. El análisis realizado a través del programa CO2FIX V 3.1 permitió comprobar la dinámica de la asociación del bosque de pino-encino, el cual se caracteriza por la competencia natural entre los temperamentos de la especie heliófila y la especie umbrófila. En el bosque de pino-encino se determinó un nivel de referencia de captura de carbono de 252 Mg C ha^{-1} , la línea base de acumulación de carbono posee un valor máximo de 280 Mg C ha^{-1} a una edad de 52 años, y para los productos forestales incluyendo madera aserrada, bioenergía y reciclaje de productos fue de 356 Mg C ha^{-1} . Cuanto mayor es la productividad del sistema forestal mayor es su potencial de captura de carbono. Al analizar las opciones de gestión forestal basadas en la intensidad de biomasa extraída respecto a la biomasa total, claramente se concluye que las opciones de mayor intensidad son las que dan lugar a mayores valores de captura de carbono. Diversificar la oferta de productos maderables, así como mejorar su calidad y aumentar su durabilidad, y destinar la mayor cantidad de biomasa para la generación de bioenergía son medidas que se deben de atender a fin de incrementar el potencial de captura de carbono. El desarrollo de la alternativa y los escenarios óptimos podrían llegar a dar un beneficio anual para las comunidades, considerando todos los procesos de



producción, la venta de créditos de carbono, y los empleos generados, de aproximadamente 0.84 millones US\$, en comparación con los beneficios actuales de 0.19 millones US\$.

Agradecimientos

Se agradece a la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas Chinantecas de la Sierra Juárez (UZACHI) la información proporcionada y el apoyo brindado para la realización de este trabajo.

Bibliografía

- André F. J., C. Romero. 2008. Computing Compromise Solutions: on the Connection Between Compromise Programming and Composite Programming. *Applied Mathematics and Computation* 195:1–10.
- Castellanos-Bolaños J. F., E. D. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. A. Musalem Santiago, R. López-Aguillón. 2008. Estructura de Bosques de *Pinus patula* Bajo Manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14:51-63.
- García-Mendoza A. J., M. J. Ordóñez, M. Briones-Salas. 2004. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología de la UNAM. Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza. World Wildlife Fund, México. pp. 27-37.
- Krankina O. N., M. E. Harmon. 1994. The Impact of Intensive Forest Management on Carbon Stores in Forest Ecosystems. *World Resource Review* 6:161-177.
- Pacheco-Aquino G. 2009. Ecuaciones Alométricas para Estimar Biomasa Aérea por Compartimientos en Reforestaciones de *Pinus patula* Schl. et Cham. En Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad de la Sierra Juárez, Ixtlán de Juárez Oaxaca, México.
- ReVelle C. S., J. C. Williams, J. J. Boland. 2002. Counterpart Models in Facility Location Science and Reserve Selection Science. *Environmental Modeling and Assessment* 7:71-80.
- Schelhaas M. J., P. W. van Esch, T. A. Groen, B. H. J. de Jong, M. Kanninen, J. Liski, O. Masera, G. M. J. Mohren, G. J. Nabuurs, T. Palosuo, L. Pedroni, A. Vallejo, T. Vilén. 2004. *CO2FIX V 3.1 – A Modelling Framework for Quantifying Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1068. 120 pp.
- UZACHI. 2009. Programa de Manejo Forestal Persistente para el Aprovechamiento Maderable de las Comunidades de La Trinidad, Capulálpam de Méndez, Santiago Xiacuí, y Santiago Comaltepec, Oaxaca. Documento no publicado.

3.12 Diseño de mecanismos de mercado para la mitigación del cambio climático: opciones de política pública en México

Balderas-Torres Arturo^{1,2}

¹*Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), antigua carretera a Pátzcuaro 8701, C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.*

²*CSTM, Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development/LSEB, Laboratory for Social Interactions and Economic Behavior, University of Twente, Postbus 217, 7500 AE, Enschede, Netherlands.*

Autor para correspondencia: abalderastorres@gmail.com

Resumen

Los mecanismos inspirados en mercado para lidiar con la provisión de bienes públicos ambientales tienen sus bases teóricas en los procesos de negociación Coaseana y han sido vistos como alternativas costo efectivas para abordar el problema de las externalidades ambientales. Con base en este fundamento han surgido a nivel global mecanismos para la mitigación del cambio climático como los programas de intercambio de derechos de emisión, los mercados voluntarios de carbono, los programas de pago por servicios ambientales (PSA) y los impuestos a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). En México la legislación federal y local en materia de cambio climático propone el uso de instrumentos económicos de mercado para promover las actividades de mitigación. En este trabajo se hace una descripción general de las características, ventajas y desventajas de estos instrumentos de política ambiental y una propuesta de aplicación en México. La mejor opción sería un sistema mixto que incluya un impuesto a las emisiones de GEI para financiar un sistema público de subsidios y PSA en coexistencia con un mercado voluntario de carbono donde las compras hechas por empresas o ciudadanos puedan deducirse del impuesto a las emisiones de GEI. De esta forma se definirían los derechos de propiedad sobre los beneficios y costos ambientales vía los subsidios e impuestos, se reducirían los costos de transacción, al tiempo que la competencia entre los sistemas público (impuesto-subsidio) y privado (mercado de carbono) favorecería la transparencia y eficiencia en la implementación de las acciones de mitigación en ambos casos.

Palabras clave: Protocolo de Kyoto, política ambiental, diseño y economía institucional, REDD+.

Abstract

Market-based mechanisms for the provision of environmental public goods have its theoretical basis in Coasean bargaining processes and have been seen as cost-effective alternatives to address the problem of environmental externalities. Based on this foundation mechanism for climate change mitigation as exchange programs allowances, voluntary carbon markets, payment schemes for environmental services (PES) and the emissions tax greenhouse gases (GHG) are emerging globally. In Mexico the federal and local climate policies suggest the use of market-based economic instruments to promote mitigation activities. This paper presents a general description of the characteristics, advantages and disadvantages of different environmental policy instrument and a proposal for implementation in Mexico. The best option would be a mixed system that includes a tax on GHG emissions to fund a public system of subsidies and PES in coexistence with a voluntary carbon market where purchases made by businesses or citizens could be deducted from the tax on GHG emissions. This system will define the rights of ownership of the environmental benefits and costs via taxes and subsidies would



transaction costs, while competition between public systems (tax-subsidy) and private (carbon market) would favor transparency and efficiency in the implementation of mitigation actions in both cases.

Introducción

Los gobiernos a nivel internacional están utilizando cada vez más políticas ambientales basadas en mecanismos de mercado como un medio para vincular a los usuarios y proveedores de servicios ambientales, tales como la mitigación del cambio climático y así favorecer la conservación y provisión de los mismos, a niveles socialmente óptimos. México no es la excepción, la Ley General de Cambio Climático (LGCC) y las Leyes y proyectos de Ley estatales de cambio climático de varios estados y el Distrito Federal hacen referencia al diseño, uso y promoción de mecanismos de mercado y de comercio de emisiones como instrumentos económicos de política climática⁶. La intención de éstas políticas es ayudar a resolver la conocida falla de mercado de las externalidades ambientales y problemas como el parasitismo (*free-riding*) que aparecen cuando los servicios ambientales son considerados como bienes públicos (Pigou, 1932; Bator, 1958; Samuelson, 1954; Cornes y Sandler, 1996; Stern, 2006). La teoría económica clásica indica que los mercados fallan en proveer los servicios ambientales a niveles óptimos porque los precios de los bienes y servicios por lo general no incluyen el valor social que se le da al medio ambiente (*p.e.* Landell-Mills y Porrás, 2002). Una de las opciones para corregir ésta falla de mercado es integrar el valor de la externalidad ambiental en el precio de bienes y servicios, a través de impuestos o subsidios, o desarrollar mecanismos de mercado *ad hoc* enfocados en la provisión de los servicios ambientales (*p.e.* Perman *et al.*, 2003). El objetivo de este trabajo es describir algunas de las opciones y características de las políticas públicas ambientales basadas en mercado que podrían adoptarse para la de mitigación del cambio climático con una aplicación al caso de México.

Antecedentes y Marco Teórico

Los instrumentos económicos de política ambiental buscan cambiar el comportamiento de las personas o empresas por medio de incentivos que son creados al modificar los precios y mercados de ciertos bienes y servicios y así alcanzar un objetivo ambiental particular; en contraste las políticas ambientales de comando y control buscan imponer obligaciones o restricciones directas a las actividades de los agentes regulados (*p.e.* Perman *et al.*, 2003). En este contexto, la ventaja de los mecanismos de mercado es que ayudan a desarrollar las opciones de mitigación del cambio climático o de conservación ambiental de una forma costo-efectiva (Aldy *et al.*, 2003). La principal ventaja de los mecanismos de mercado es que promueven el uso eficiente de los recursos a través del equilibrio entre la "oferta" y "demanda" (Landell-Mills y Porrás, 2002), al tiempo que facilitan la adopción de objetivos para la gestión de recursos naturales en un sentido social más amplio (Muradian *et al.*, 2010).

En 1960 Ronald Coase argumentó que la posibilidad de negociación entre diferentes actores, en este caso los proveedores y usuarios de los servicios de mitigación del cambio climático, en lo que podría llamarse un mercado, permitiría obtener resultados eficientes y socialmente óptimos en comparación con el marco institucional más rígido asociado a la legislación de responsabilidad, daños y compensación (en inglés *Law of Torts*). En este contexto, los actores pueden cubrir los costos de acudir

⁶ A la fecha de elaboración de éste trabajo fue posible consultar las leyes en materia de cambio climático de Baja California, el Distrito Federal, Chiapas y Quintana Roo así como los proyectos de ley de Puebla, Veracruz, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí.

a las cortes para resolver sus conflictos de responsabilidad y daño, o llegar a un acuerdo entre ellos sin ir a juicio. Aquí, el "mercado" se entiende como un "espacio" creado por el marco institucional para que estos proveedores y usuarios puedan reunirse y establecer acuerdos mutuamente satisfactorios. Algunos ejemplos de sistemas inspirados en éste tipo de negociaciones para la mitigación del cambio climático, son los mercados de carbono bajo el Protocolo de Kioto (PK) dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) (*p.e.* Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL)), los mecanismos de mercado que podrían incluirse como parte del programa internacional para reducir las emisiones de la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo (REDD+), los mercados voluntarios de carbono, así como los programas de pago por servicios ambientales (PSA) (*p.e.* CMNUCC, 2012; Peters-Stanley *et al.*, 2011; Pagiola *et al.*, 2002).

Los requisitos para realizar negociaciones Coaseanas eficientemente, en este caso aplicado a la provisión de los servicios de mitigación del cambio climático, serían las siguientes: se deberían asignar los derechos de propiedad sobre los beneficios y costos ambientales (*i.e.* adoptar en la legislación el principio de compensación por desarrollar acciones de mitigación y el principio de responsabilidad o 'el que contamina paga' por la generación de emisiones de GEI respectivamente); no debería haber costos de transacción en la negociación, implementación, certificación, monitoreo y verificación de los acuerdos para el desarrollo de las medidas de mitigación en el mercado; y debería contarse con toda la información sobre los beneficios y costos asociados a las diferentes acciones y opciones de mitigación y los daños por no desarrollar las acciones (Coase, 1960; Zerbe, 1980; Wohar, 1988; Balderas-Torres *et al.*, 2013a). Aunque éstas condiciones difícilmente se cumplen en la práctica, por ejemplo difícilmente se eliminarán todos los costos de transacción, este enfoque se ha convertido en la base para establecer los mecanismos de mercado y comercio de derechos de emisión como instrumentos de política ambiental primero en EE.UU. y ahora globalmente (Voss, 2007).

En los mercados de carbono, es posible desarrollar proyectos específicos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) o incrementar la absorción de carbono en sumideros (*p.e.* bosques y selvas). Los beneficios para la mitigación del cambio climático de un proyecto, son cuantificados al estimar las reducciones de emisiones o aumento de captura de carbono en comparación con un escenario de línea base (*i.e.* lo que habría ocurrido en ausencia de la intervención) en términos de las toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO₂eq) que no son emitidas o que son removidas de la atmósfera; la valoración de los servicios de cambio climático y su negociación en los mercados de carbono se cuantifica entonces en términos de las toneladas de CO₂eq.

Los compradores en un mercado de carbono son aquellos agentes que generan emisiones de GEI y no pueden desarrollar actividades de mitigación costo-efectivas para cumplir con sus objetivos ambientales. En virtud de la forma en que estos objetivos ambientales son establecidos, y motivan la participación en los mercados desde el lado de la demanda, existen dos tipos de mercados: los de cumplimiento y los mercados voluntarios.

En los mercados de cumplimiento la demanda es generada al crear una legislación que impone objetivos de reducción de emisiones a un país o sector de la economía; la participación en un mecanismo de mercado ofrece a los agentes regulados la opción de reducir el costo de cumplimiento. Un ejemplo de los mercados de cumplimiento son los mercados de carbono derivados del PK; en ellos la demanda es creada por la obligación legal vinculante adoptada por los países desarrollados que figuran en el Anexo B del PK para reducir sus emisiones de GEI. Éstos países, y los sectores regulados dentro de ellos, pueden comprar 'créditos de carbono' vía los mecanismos flexibles del PK para cumplir con sus objetivos (*i.e.* mecanismos de comercio de emisiones, MDL y JI) (CMNUCC, 1998). Por otro lado como su nombre lo indica en los mercados voluntarios, los compradores no tienen una obligación legal de reducir sus emisiones, sin embargo deciden emprender acciones de mitigación del cambio climático. En éste contexto las empresas y las personas compran los certificados de reducción



de emisiones o de captura de carbono con el fin de cumplir con objetivos de política ambiental interna, por razones de responsabilidad ambiental o social, mercadotecnia verde o como una fase de pre-cumplimiento ante nuevas políticas públicas ambientales (Peters-Stanley y Hamilton, 2012).

Por el lado de la oferta, para poder acceder a los mercados de carbono, el desarrollador de un proyecto debe registrarlo y certificarlo de acuerdo a las metodologías aprobadas por ejemplo dentro de la CMNUCC o por organizaciones de certificación en el mercado voluntario (*p.e. Voluntary Carbon Standard*, Plan Vivo). Una vez que ha certificado el proyecto, el desarrollador puede "vender" o negociar los certificados de reducción de emisiones o créditos de carbono en los mercados correspondientes. Para que un mercado sea efectivo, los incentivos para los desarrolladores de proyectos deberían al menos igualar los costos de participación e implementación de dichas actividades. Los mecanismos de mercado necesitan estimular la demanda y valoración de los bienes o servicios ambientales a niveles específicos para asegurar el desarrollo de proyectos para su provisión.

Mercados de Carbono en México.

México es un país en desarrollo con un alto grado de urbanización y de actividad industrial, ocupando el decimoprimer sitio entre los países con más emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Vance, 2012). En 2008 México fue uno de los primeros países en expresar un compromiso voluntario para reducir sus emisiones de GEI (Adam, 2008) el cual ha quedado registrado bajo la CMNUCC y en la LGCC (SEMARNAT, 2012a). El objetivo indica que México habrá reducido sus emisiones de GEI en un 30% en 2020 (CMNUCC, 2011), y el 50% en 2050 (SEMARNAT, 2012a), para lo cual se desarrollarán como parte de la estrategia nacional mecanismos basados en el mercado con una importante participación del sector forestal en el contexto de REDD+ (PECC, 2008; CONAFOR, 2010). En el sector forestal en específico, México tiene amplia experiencia en el programa nacional de pago por servicios ambientales (PSA); desde la administración federal 2006-2012 se ha apostado por el desarrollo de mercados locales de servicios ambientales (Presidencia, 2007). Además hay una serie de proyectos de captura de carbono en el mercado voluntario, incluyendo los proyectos Scolel-té y Neutralízate (ICCC, 2007). Según la LGCC el uso de mecanismos de mercado como instrumentos de política climática permitirá desarrollar acciones de mitigación costo eficientes (Art. 33-II), las cuáles serán reguladas por la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (Art. 47-VIII). Además el artículo 95 indica que se dará libertad a los interesados que deseen participar en los mercados internacionales de carbono. En el contexto de las regulaciones en materia de cambio climático a nivel estatal y en el Distrito Federal es posible identificar dos posturas en relación a los mecanismos de mercado. Por un lado se indica que se promoverá la participación en los mercados internacionales de carbono en términos establecidos en el Protocolo de Kioto (PK) (*p.e. D.F., Guanajuato, Puebla, Baja California, Quintana Roo, Chiapas*); en una segunda línea también se buscaría generar mercados de carbono a nivel local (*p.e. Coahuila, D.F., Quintana Roo*).

Materiales y métodos

Existen diferentes tipos de mecanismos de mercado para valorar los servicios ambientales. Este trabajo presenta a continuación una breve descripción de las principales características de algunos de ellos con base a la teoría económica y los ejemplos que se han desarrollado a nivel internacional y en México. Las opciones de política pública descritas son las siguientes: sistema de intercambio de derechos de emisión con tope de niveles de emisión (*Cap-and-Trade*, en inglés) y su extensión a nivel micro en los sistemas de comercio individual de carbono; los programas de pago por servicios ambientales (PSA) y otros programas de subsidios; los mercados voluntarios de carbono y los

impuestos a las emisiones de GEI. Después de la descripción se presenta una tabla resumen concentrando las características de cada tipo política seguida de la discusión y conclusiones sobre cómo podría realizarse la implementación de éstos instrumentos económicos en México.

Mecanismos de Mercado Disponibles como Opciones de Política Pública

Sistemas de Intercambio de Derechos de Emisión con Tope de Niveles de Emisión

Este es un instrumento económico de política ambiental, que surgió como una alternativa a las regulaciones de comando y control, ya que permite al regulador controlar los niveles de contaminación y reducir los costos de control de la contaminación (*p.e.* Hanley *et al.*, 1997). Siguiendo los pasos típicos para el establecimiento de éstos sistemas (*p.e.* Tietenberg, 2003; Hanley *et al.*, 1997; Perman *et al.*, 2003), el regulador debe primero fijar un límite para indicar el nivel máximo permitido de un contaminante o de emisiones en un sistema (*p.e.* a nivel estatal, sectorial o nacional). Después debe crear un número equivalente de unidades o permisos de emisión del contaminante los cuales se distribuyen entre los diferentes emisores regulados (*p.e.* empresas). Esta asignación puede hacerse con o sin costo para los actores regulados, lo que podría representar una fuente de financiamiento público; además la asignación podría hacerse proporcionalmente a las emisiones de cada actor previas al inicio del programa o por medio de subastas. Si al final del periodo de reporte determinado las empresas producen más emisiones que el número de "permisos" con los que cuentan, entonces son sancionadas y multadas. Así, las empresas tienen las siguientes opciones: mantener los niveles de emisión dentro de su asignación inicial de permisos (*p.e.* trabajando menos horas); volverse más eficientes y reducir las emisiones de sus operaciones; comprar permisos a otras empresas que estén dispuestas a venderlos; o no hacer nada y pagar la multa correspondiente. En estos sistemas las empresas pueden reducir el costo de control de la contaminación al comparar su costo interno de abatimiento, que normalmente es desconocido para el regulador y las otras empresas, con el precio de los permisos en el mercado y el costo de las multas por incumplimiento; son éstos factores en combinación con la magnitud del objetivo de reducción de emisiones lo que determina el precio que los permisos de emisión podrían tener en el mercado. Por lo general, las empresas pueden negociar los permisos durante un periodo de tiempo hasta que sean retirados del mercado, caduquen o los utilicen en sus inventarios y reportes para demostrar el cumplimiento con sus objetivos de reducción de emisiones (*p.e.* anualmente).

Después de establecer el tope de emisiones y asignar los permisos, el gobierno debe regular el comercio de emisiones, verificar el cumplimiento de la regulación (*i.e.* que no haya emisiones sin permisos o evasiones como uso de combustibles provenientes del mercado negro), y establecer nuevos límites de reducción de emisiones. En el contexto del PK los permisos de emisión se denominan como unidades de cantidad –de emisiones- asignadas a nivel de país entre los participantes en el PK (AAU por sus siglas en inglés). A nivel proyecto es posible generar unidades o 'permisos de emisión' adicionales, tales como los certificados de reducción de emisiones (CER) dentro del esquema MDL, o las unidades de reducción de emisiones dentro del esquema de implementación conjunta (URE en JI). Estas unidades se llaman comúnmente créditos o bonos de carbono, representan una tonelada de CO_{2eq} no emitida o removida y sustituyen a las emisiones por la parte o país comprador. Desde mediados de la década pasada ha sido posible desarrollar proyectos MDL en países no listados en el Anexo B, en desarrollo, para fungir como proveedores en el mercado y vender los créditos de carbono en éste mercado de cumplimiento.

Comercio Individual de Carbono (Personal Carbon Trading, PCT)



Los sistemas de comercio de emisiones descritos en la sección anterior generalmente se enfocan en los sectores productivos de la economía, a nivel de grandes empresas en especial de instalaciones de uso intensivo de energía (Aldy *et al.*, 2003). Estos programas no están diseñados para la participación a nivel micro o de ciudadanos debido a los grandes costos administrativos y de transacción que esto implicaría en el monitoreo de los límites de emisión y de reporte (Lockwood, 2010), de esta forma la población en general ha quedado desvinculada de éste tipo de esfuerzos de mitigación del cambio climático. Si se creara un sistema de comercio de carbono a nivel individual, se podría involucrar activamente a la población en la mitigación del cambio climático contribuyendo así a promover los cambios de comportamiento necesarios (Fawcett y Parag, 2010); además esto también ayudaría a definir los derechos de propiedad del medio ambiente (Fawcett y Parag, 2010) creando responsabilidades sobre las emisiones hechas por encima de los límites establecidos. Al igual que el comercio de emisiones a nivel macro, el comercio personal de carbono requeriría la asignación de derechos de emisión a los ciudadanos, a los cuales se les descontarían las emisiones de cualquier actividad realizada; como en los sistemas existentes, los derechos de emisión podrían ser objeto de comercio entre los ciudadanos (Parag y Eyre, 2010) lo que permitiría a aquellas personas que generen emisiones por debajo de su asignación *per cápita* anual vender los permisos excedentes y beneficiarse económicamente. Las implicaciones del comercio de carbono personal se han analizado para países desarrollados (i.e. los EE.UU. y algunos países de Europa) (Fawcett, 2010). A nivel micro el comercio individual de carbono podría tener diferentes alcances (Fawcett y Parag, 2010), podría enfocarse considerando las emisiones de toda la economía (FEASTA, 2008), centrarse en sectores específicos como el consumo de energía en los hogares (Niemeier *et al.*, 2008; Eyre, 2010) o en las emisiones del transporte (Raux y Marlot, 2005); sin embargo aún no se ha instituido a gran escala en ningún país.

Pago por Servicios Ambientales (PSA) y Programas de Subsidios

En el contexto de los esfuerzos de mitigación del cambio climático los programas de PSA pueden utilizarse como instrumentos de política ambiental para reducir emisiones en el sector forestal principalmente para valorar e incentivar la reducción de emisiones por deforestación como parte de REDD+ (Balderas Torres y Skutsch, 2012). El manejo sustentable de bosques y selvas ayuda a mitigar al cambio climático al reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal y favorecer la captura de carbono en la vegetación y suelos. Los programas de PSA se refieren a transacciones voluntarias entre por lo menos un proveedor y un usuario de un servicio ambiental, el cual es condicionado a desempeño (Wunder, 2005). Los elementos básicos en el diseño de estos programas son: la definición del servicio que ha de ser valorado, el objetivo del programa, la escala de aplicación, la estimación de la oferta y la demanda potencial, y el establecimiento de un marco normativo/institucional adecuado (Landell-Mills y Porras, 2002). Es el potencial de una posible negociación entre el proveedor y el usuario lo que asemeja a los PSA con las negociaciones de Coase. Sin embargo, los PSA y los sistemas de intercambio de emisiones tienen diferencias sustanciales.

Una diferencia esencial entre los PSA y los sistemas de comercio de emisiones es la forma en que se fundamenta inicialmente la valoración ambiental. En los PSA, la valoración es motivada por la escasez real de un recurso natural causada por su continua degradación (Kinzig *et al.*, 2011; Kroegeer y Casey, 2007) y no por el valor percibido sobre la escasez de los permisos (i.e. Tietenberg, 2003). Así, los programas de PSA por lo general tienen como objeto valorar recursos naturales específicos, muchas veces delimitados geográficamente. Sin embargo, teniendo en cuenta los problemas para coordinar a un gran número de compradores (p.e. todos los usuarios del recurso hídrico de una cuenca), en los programas de PSA es el gobierno quien por lo general actúa como comprador único en nombre de los usuarios del servicio ambiental, como es el caso del programa nacional de PSA en México (Muñoz-

Piña *et al.*, 2008). En este contexto la posibilidad para negociar entre proveedores y el comprador es mucho más limitada que en el caso del comercio de emisiones. Normalmente el pago o el precio del servicio ambiental se traduce en un pago fijo por hectárea por año basado en estudios del costo de oportunidad de actividades productivas alternativas a la conservación forestal (Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Los pagos se ofrecen a los proveedores generalmente por medio de convocatorias abiertas, las cuales son limitadas por el presupuesto público siguiendo reglas de operación relativamente poco flexibles (*p.e.* solo se puede aplicar al programa en ciertas fechas durante el año y sólo en zonas elegibles definidas previamente por el regulador). En este contexto los propietarios o comunidades deciden voluntariamente si aplican o no al programa así como el nivel de implementación en cuanto al número de hectáreas, pero por lo general no pueden determinar el tipo de servicios ambientales que pueden proveer (*i.e.* elegibilidad en el programa), ni negociar el nivel del pago.

Cuando los esquemas de financiamiento de PSA vinculan directamente a los usuarios del servicio ambiental, existen más probabilidades de que el programa sea sustentable a largo plazo (Pagiola *et al.*, 2002). Por ejemplo en el caso del programa nacional de PSA en México, una parte del presupuesto del programa se recauda vía el cobro de derecho de explotación de aguas subterráneas y otra parte corresponde a asignación directa presupuestal en el congreso (Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Así el financiamiento para los pagos no está necesariamente ligada a los usuarios, lo que por un lado significa que el pago hecho por un usuario no se aplicará necesariamente en su misma cuenca hidrológica (dependerá de si los proveedores de la cuenca envían su solicitud de participación y si ésta es aprobada por el regulador); por otro lado si el nivel de cobro establecido por el regulador, vía un cobro o impuesto ambiental, no es lo suficientemente alto, no será posible incentivar entre los usuarios un cambio de comportamiento para reducir la presión sobre los recursos o servicios naturales. En este sentido la valoración ambiental en un PSA es más insensible a la demanda y el sentido de la escasez del servicio ambiental entre los usuarios. Al ser programas predominantemente públicos, lograr el cambio institucional en las reglas de operación y financiamiento para lograr una mayor valoración, es más lento que en el caso de los mecanismos de negociación directa entre usuarios y proveedores. Cabe recalcar también el riesgo de que si no existe la transparencia debida en la designación de áreas elegibles, evaluación de solicitudes, asignación de recursos y evaluación de desempeño en la implementación del programa, éste tipo de programas públicos pueden ser más vulnerable a intereses de grupos políticos.

Otra diferencia es que el desempeño en los programas PSA por lo general no se mide de forma exhaustiva en términos cuantitativos contrario a la cuantificación directa en los sistemas de comercio de emisiones y mercados de carbono (*i.e.* en tCO₂eq, o en términos de la disponibilidad de agua en metros cúbicos en caso de servicios hidrológicos); en los programas de PSA a veces se asume que la conservación cualitativa de ciertos atributos ambientales (*p.e.* la cobertura de copa en un bosque) es suficiente para garantizar la prestación de los servicios ambientales.

Los PSA son estrategias orientadas al sector forestal, sin embargo también es posible crear sistemas de subsidios públicos para la implementación de otras medidas de mitigación (*p.e.* tarifas preferenciales para los generadores de energía renovable o pagos para el reciclaje de residuos). En estos casos los interesados no deben cubrir grandes costos de certificación y transacción, en comparación con los mercados de carbono, bajo el supuesto que el regulador los ha cubierto al establecer el marco institucional macro para el PSA o el programa de subsidios.

Mercados Voluntarios de Carbono.

Como se mencionó anteriormente la diferencia fundamental entre los mecanismos de cumplimiento y el mercado voluntario reside en la motivación de los compradores a participar en los programas. Al igual que con los programas de PSA en los mercados voluntarios la valoración del medio ambiente no



se basa en un valor de escasez artificial fijado por el marco institucional (*i.e.* los límites de emisión y las sanciones o multas por no cumplimiento). De forma similar a lo ocurre en los mercados de cumplimiento, en los mercados voluntarios se ofrecen incentivos basados en el desempeño cuantitativo (*i.e.* emisiones evitadas o la cantidad de carbono removido), siendo sensibles a la demanda y la oferta en términos de cantidades de créditos de carbono negociados por los proveedores y usuarios así como en la fijación de precios. Los desarrolladores de proyectos deben cubrir los costos de transacción aunque estos suelen ser menores en comparación con los mercados de cumplimiento.

Los diferentes esquemas y estándares del mercado voluntario han surgido en parte para dar respuesta a algunas carencias de los mercados de cumplimiento, cabe destacar las siguientes: para desarrollar actividades no contempladas dentro de las metodologías MDL; para certificar que los proyectos, incluyendo los del MDL, generan beneficios sociales o ambientales específicos (*p.e.* Gold Standard, CCBA); para permitir la participación de actores de países que no ratificaron el PK o no participan en mercados de cumplimiento; y para favorecer el desarrollo de proyectos de una forma más rápida y con menores costos de transacción que en los mercados de cumplimiento.

En los mercados voluntarios la demanda está asociada a razones positivas que se pueden vincular más directamente a la valoración de los recursos naturales y servicios ambientales y que se ven reflejados en la conservación de una zona geográfica o intervención con un grupo social concreto, al sentido de responsabilidad ambiental o en el aumento de los ingresos asociados a la mercadotecnia verde. El sentido de responsabilidad ambiental, la transparencia en el uso de recursos y el potencial de acceder a otros co-beneficios, además de la mitigación del cambio climático (*p.e.* mejor calidad del aire a nivel local, o tener acceso a sitios de recreación en sitios de conservación forestal) son elementos que aumentan la valoración ambiental y demanda potencial en los mercados voluntarios (Balderas-Torres *et al.*, 2012; Balderas-Torres, 2012). Aunque los mercados voluntarios representan aún una mínima parte de los mercados de carbono, sólo el 0,3% de carbono comercializado a nivel mundial (Ziegler *et al.*, 2011), éstos tienen la virtud de ofrecer una opción directa de mitigación del cambio climático a nivel micro a sectores no regulados y a ciudadanos como es la intención de los sistemas de PCT; además mandan importantes señales sobre las medidas requeridas para mitigar el cambio climático (Linacre *et al.*, 2011).

Impuesto a las Emisiones de GEI.

Otro instrumento económico de política ambiental que modifica los precios de bienes o servicios buscando reducir la presión sobre los recursos naturales son los impuestos ambientales, en éste caso los impuestos a las emisiones de GEI. Considerando que el consumo de un recurso natural, por ejemplo el consumo de combustibles fósiles es sensible al precio (a menor precio habrá mayor consumo), el regulador puede crear un impuesto ambiental que represente el costo social de la contaminación para que al aumentar el precio se reduzca el nivel de consumo y por ende de las emisiones asociadas a un nivel óptimo. Sin embargo es difícil determinar cuáles serían los daños atribuibles al cambio climático, además deberían crearse mecanismos *ad hoc* para imponer los impuestos a las diferentes actividades que generan las emisiones de GEI (*p.e.* combustibles fósiles, manejo de residuos y descargas residuales, procesos industriales, deforestación, etc.).

Al igual que en el caso de programas de PSA o subsidios ambientales la valoración ambiental es dada por el regulador y no por los usuarios directos. Normalmente el objetivo de los impuestos es lograr reducciones como un porcentaje de las emisiones originales, en este caso el incentivo o los beneficios son las emisiones no hechas debido al aumento del precio y corresponden al gasto evitado entre empresas y ciudadanos (ahorro por reducir el pago de impuesto). Esto significa que a diferencia de los sistemas de intercambio de derechos de emisión y los mercados voluntarios, un sistema basado

exclusivamente en la creación de impuestos ambientales presupone que no es necesario desarrollar proyectos individuales de mitigación (para proveer créditos de carbono), por lo que no sería necesario cubrir los costos de transacción de certificación bajo los estándares de cumplimiento o voluntarios para cada acción de mitigación. Esto también significa que solamente aquellos actores que actualmente generan las emisiones de GEI podrían ‘beneficiarse’ si deciden desarrollar acciones de mitigación; el corolario es que no habría incentivos para actores que sin tener niveles altos de emisión pudieran desarrollar acciones independientes de mitigación (*p.e.* generación de energía renovable o reforestación y conservación forestal) para así contribuir a la mitigación del cambio climático. Esta situación también aparecería en los sistemas de intercambio de derechos de emisión en los casos en los que nos permita el desarrollo de proyectos para generar créditos adicionales de carbono (*i.e.* MDL, JI).

En términos administrativos el costo de supervisar el sistema dentro de los sistemas fiscales existentes sería más sencillo en comparación con uno nuevo para verificar el cumplimiento con los límites de emisión y la contabilidad de derechos de emisión entre las empresas reguladas o ciudadanos como en el caso de PCT. Sin embargo, en este contexto se corre el riesgo de que si los ingresos resultantes del pago de impuestos de las emisiones que sí fueron generadas, no son etiquetados y manejados transparentemente, éstos pueden terminar siendo tan sólo un mecanismo más de financiamiento público sin que se destinen necesariamente a los programas ambientales (Hanley *et al.*, 1997). Más aún, en un sistema público el marco institucional sería menos flexible, como se mencionó en la sección de PSA, lo que puede reducir la competitividad así como los incentivos para generar diferentes opciones de mitigación. Otro problema es que si el sistema no es controlado correctamente podría aumentar la evasión de impuestos (*i.e.* robo y venta clandestina de combustibles). Cuando los recursos provenientes de los impuestos se destinen a financiar programas de subsidios, aún si los costos de transacción se mantienen comparativamente bajos, se pueden generar los problemas que también han sido descritos en la sección de PSA en los casos en que los programas sean poco transparentes y discrecionales y se orienten más a fines políticos y no a la generación de resultados ambientales.

Discusión y conclusiones

El Cuadro 1 presenta un resumen de las características de los mecanismos de mercado descritos aquí. Cada opción tiene sus fortalezas, debilidades y riesgos. Considerando los prerrequisitos para la operación de los mecanismos de mercado, un paso inicial para la implementación de cualquier opción de política pública sería la definición de los derechos de propiedad sobre los beneficios y costos ambientales. Esto puede hacerse reconociendo el derecho de aquellos que realicen actividades de mitigación del cambio climático a recibir una compensación por los beneficios ambientales generados; esto sería algo similar a los beneficios que deberán recibir aquellos propietarios de terrenos forestales

Cuadro 1. Principales características de los diferentes mecanismos de mercado como opciones de política pública ambiental

Opción	Demanda/Usuarios	Oferta/Proveedores	Negociación y Valoración	Costos de Transacción y Resultados	Comentarios (Requisitos, Riesgos)
1) Intercambio de Derechos de Emisión	Sectores económicos regulados.	Empresas/personas con derechos de emisión excedentes; desarrolladores de proyectos cuando es permitido agregar créditos de carbono (p.e. MDL, JI).	Directa entre usuarios y proveedores o vía intermediarios. Precio depende de multas, límites de emisión y costo de abatimiento.	Altos costos de transacción, certificación (p.e. mercado internacional PK). <i>Alto (reporte y monitoreo de límites de emisión).</i>	Requiere derechos de propiedad claros (i.e. compensación y responsabilidad legal), asignación derechos emisión, límite de emisiones, multas y garantía de cumplimiento.
PCT	<i>Todos los sectores e individuos.</i>				
2) PSA y programas de subsidios	Gobierno o entidad operadora como representante de usuarios (personas, empresas, organizaciones).	Propietarios de terrenos forestales en zonas elegibles; desarrolladores de acciones de mitigación.	Baja negociación con proveedores, usuarios usualmente no participan. Regulador fija pago según costo oportunidad; recursos de fondos públicos o cobro a usuarios.	No hay costos de certificación para proyectos. Costo estructura PSA, reporte y monitoreo operativo. Flexibilidad baja para proveedores (p.e. fechas, zonas, pago).	En general desvinculación con usuarios. Riesgo que recursos sean usados con poca transparencia o con fines políticos y no con base a desempeño ambiental.
3) Mercado Voluntario	Cualquier individuo empresa u organización, incluyendo al sector público.	Desarrolladores de proyectos.	Directa entre usuarios y proveedores o vía intermediarios. Precio depende de resp. ambiental, co-beneficios, pre-cumplimiento o mercadotecnia verde.	Menores costos de certificación vs. mercado cumplimiento. Costo por proyecto y de operadores de estándares.	Escala del mercado aun es muy pequeña en comparación con acciones necesarias; participación sujeta a condiciones de la economía nacional. Diferentes sistemas de certificación pueden tener diferentes métodos.
4) Impuestos a Emisiones	Gobierno como representante de usuarios (personas, empresas, organizaciones).	Sectores/individuos usando productos/servicios con gravamen. Incentivos como ahorro por reducción de pago.	No hay negociación. Tarifa fijada por el regulador según meta de reducción de consumo (emisiones) y elasticidad respecto precios. Impuestos <i>ad hoc</i> para cada proceso de generación de emisiones de GEI.	Menor costo por posible incorporación a sistema fiscal existente. No hay costos por proyecto (certificación)	Riesgo de aumentar evasión y que recursos sean usados con poca transparencia o con fines políticos y no con base a desempeño ambiental. No hay incentivos positivos. Si consumo es insensible a precio no se reducen emisiones y aumenta costo social.

que conserven y mejoren servicios ambientales en el marco de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (Art. 134bis, SEMARNAT, 2012b).

Por el lado de la demanda, la responsabilidad por las emisiones de GEI podría definirse ya sea *vía* un impuesto a las emisiones de GEI, o en el caso de los sistemas de intercambio de derechos de emisiones, por medio de las multas por incumplimiento por la generación de emisiones por encima de la cantidad de permisos que posea una empresa regulada o una persona. En ambos casos sería posible para el regulador recaudar recursos *vía* la venta o subasta de los derechos de emisión o el cobro del impuesto. Sin embargo la creación de un impuesto a las emisiones de GEI tiene la ventaja de que es más fácil de administrar lo que reduciría los costos de transacción del sistema, puesto que no sería necesario que los agentes negocien entre sí esto también reduciría los costos de transacción aún más. Sin embargo una limitante de utilizar solamente un sistema de impuestos es que no se crearían incentivos positivos para aquellos actores que teniendo bajos niveles de emisión pudieran desarrollar acciones de mitigación del cambio climático; además si el impuesto se establece a un nivel bajo o si existe una baja elasticidad entre el precio y el consumo de recursos/generación de emisiones de GEI, las emisiones no se reducirían a los niveles deseados. Por este motivo, sería conveniente utilizar un sistema de impuesto a las emisiones de GEI como mecanismo de financiamiento para programas de incentivos positivos (subsidios) para la implementación de medidas de mitigación (*p.e.* producción de energía renovable o programas de PSA). Sin embargo al ser un sistema eminentemente público existe el riesgo de que los programas tengan poca transparencia y se privilegien los intereses políticos sobre los resultados ambientales; también se corre el riesgo de que el sistema sea relativamente poco flexible principalmente debido a los tiempos de la administración pública (*p.e.* autorizaciones presupuestales, cambio de gobierno, etc.). Al no haber una negociación directa entre usuarios y proveedores las ganancias sociales que se busca obtener en los mecanismos de mercado no podrían maximizarse. Como una forma de promover la transparencia en el uso de recursos y obtener una mayor eficiencia social un tercer elemento que podría incluirse en la política ambiental sería la promoción del mercado voluntario de carbono local. Si la compra de créditos de carbono en el mercado voluntario se pueden deducir a los pagos de los impuestos de emisiones de GEI esto fomentará la competencia entre las acciones del sector público y las desarrolladas en los mercados privados. Aquellos actores que no confíen en que sus impuestos estén siendo usados adecuadamente en los proyectos que más les interesen, podrían desarrollar proyectos en el mercado voluntario; al mismo tiempo el regulador tendría interés en demostrar que usa los recursos eficientemente para así no ver reducido el ingreso fiscal ni su credibilidad. De igual forma los desarrolladores de proyectos podrían acudir al mercado voluntario si éste ofreciera mayores incentivos en efectivo o en especie al vincularse con diferentes actores sociales (*p.e.* empresas, ONGs, fundaciones) como parte de acuerdos más amplios para la valoración de los servicios ambientales (*p.e.* Balderas Torres *et al.*, 2013b).

La propuesta sería entonces, crear un impuesto a emisiones de GEI como método para inducir cambios de comportamiento para reducir la presión sobre los recursos naturales y financiar programas de subsidios y PSA, al mismo tiempo desarrollar y fortalecer un mercado voluntario local de carbono con bajos costos de transacción, donde las compras hechas por los usuarios de servicios de mitigación del cambio climático puedan ser deducibles del pago del impuesto a emisiones de GEI. Es importante notar que en este esquema mixto la tasa a la que se creara el impuesto en términos de pesos por tCO₂eq determinaría las actividades que se implementarían en el mercado; primordialmente se implementarían proyectos con costos de mitigación iguales o menores al nivel del impuesto a las emisiones de GEI.



Agradecimientos

El trabajo aquí presentado está basado en gran parte en la investigación doctoral Balderas-Torres (2012) realizada en el periodo 2008-2012, con apoyo de la Iniciativa Darwin del Reino Unido para el proyecto 'Mecanismo de mercado para la conservación en el Bosque La Primavera, México' (proyecto 17027), y con apoyo del proyecto *Linking Global Climate Treaties with Degradation in the Dry Tropical Forests in Mexico* financiado por NWO de los Países Bajos así como con apoyo de becas conferidas por la SEP y el CONACYT.

Bibliografía

- Adam D. 2008. México leads the way with carbon reduction pledge. *The Guardian*. Consultado en <http://www.guardian.co.uk/environment/2008/dec/11/poznan-climate-change-México-carbon-pledge>, 2 de Junio de 2012.
- Aldy J. E., S. Barret, R. N. Stavins. 2003. Thirteen plus one: a comparison of global climate policy architectures. *Climate Policy*: 3:373-397.
- Balderas-Torres A. 2012. Yes in my backyard: market based mechanisms for forest conservation and climate change mitigation in La Primavera, México. Tesis Doctoral. Consultado en <http://doc.utwente.nl/82280/>
- Balderas-Torres A., M. Skutsch. 2012. Splitting the Difference: A Proposal for Benefit Sharing in Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+). *Forests* 3: 137-154. Disponible en <http://www.mdpi.com/1999-4907/3/1/137/>
- 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*. pp. 1-20
- Balderas-Torres A., M. Skutsch, J. C. Lovett. 2013a. Retos para la valoración de los servicios forestales de mitigación del cambio climático. En: E. Salcedo-Pérez, E. Hernández-Álvarez, J. A. Vázquez-García, T. Escoto-García, N. Díaz Echavarría (eds). *Recursos Forestales en el Occidente de México: Manejo, Producción y Aprovechamiento Tomo II*, AMAYA Ediciones. Universidad de Guadalajara, México. 395 pp.
- Balderas-Torres A., D. C. MacMillan, M. Skutsch, J. C. Lovett. 2013b. Payments for ecosystem services and rural development: Landowners' preferences and potential participation in western Mexico. *Ecosystem Services*, Consultado en <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.002i>
- Bator F. M. 1958. The anatomy of market failure. *The Quarterly Journal of Economics* 72:351-379.
- CMNUCC. 1998. Report of the conference of the parties on its third session, held at Kyoto from 1 to 11 December, 1997. Addendum. FCCC/CP/1997/7/Add.1. 25 March 1998.
- CMNUCC. 2011. Compilation of information on nationally appropriate mitigation actions to be implemented by Parties not included in Annex I to the Convention. FCCC/AWGLCA/2011/INF.1
- CMNUCC. 2012. Report of the conference of the parties on its seventeenth session, held in Durban from 28 November to 11 December 2011. Addendum. FCCC/COP/2011/9/Add.1.
- Coase R. H. 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3:1-44.
- CONAFOR. 2010. Visión de México sobre REDD+. Comisión Nacional Forestal, México.
- Cornes R., T. Sandler. 1996. *The theory of externalities, public goods and club goods*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 616 pp.
- Eyre N. 2010. Policing carbon: design and enforcement options for personal carbon trading. *Climate Policy* 10: 432-446.
- Fawcett T., Y. Parag. 2010. An introduction to personal carbon trading. *Climate Policy* 10:329-338.
- Fawcett T. 2010. Personal carbon trading in different national contexts. *Climate Policy*, 10:339-352.
- Hanley N., J. F. Shogren, B. White. 1997. *Environmental economics in theory and practice*. Oxford University Press. MacMillan, England. 491 pp.
- ICCC. 2007. Estrategia Nacional de Cambio Climático México. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. SEMARNAT. México.
- Kinzig A. P., C. Perrings, F. S. Chapin III, S. Polasky, V. K. Smith, D. Tilman, B. L. Turner II. Paying for ecosystem services-Promise and peril. *Science* 334:603-604.
- Kroeger T., F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics* 64:321-332.
- Landell-Mills N., I. T. Porras. 2002. Silver bullet or fool's gold: A global review of markets for forest environmental services and their impact in the poor. International Institute for Environment and Development. London, England. 272 pp.

- Linacre N., A. Kossoy, P. Ambrosi. 2011. State and Trends of the Carbon Market 2011. Carbon Finance at The World Bank. Washington, D. C. 84 pp.
- Lockwood M. 2010. The economics of personal carbon trading. *Climate Policy*, 10:447-461.
- 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.
- Muradian R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy, P. H. May. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69:1202-1208.
- Niemeier D., G. Gould, A. Karner, M. Hixson, B. Bachmann, C. Okma, Z. Lang, D. Heres del Valle. 2008. Rethinking downstream regulation: California's opportunity to engage households in reducing greenhouse gases. *Energy Policy* 36:3436-3447.
- Pagiola S., J. Bishop, N. Landell-Mills. 2002. Making market-base mechanisms work for forest and people. In: Pagiola S., J. Bishop, N. Landell-Mills (eds). *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*. Earthscan Publications. London. pp. 261-289.
- Parag Y., N. Eyre. 2010. Barriers to personal carbon trading in the policy arena. *Climate Policy* 10:353-368.
- Perman R., M. Yue, J. McGilvray, M. S. Common, D. Maddison. 2003. *Natural Resources and Environmental Economics*. Pearson Addison Wesley. Third Edition. England. 744 pp.
- Peters-Stanley M., K. Hamilton, T. Marcello, M. Sjardin. 2011. *Back to the Future: State of the Voluntary Carbon Markets 2011*. Ecosystem Marketplace. Bloomberg New Energy Finance. New York, Washington, D. C, USA. 93 pp.
- Peters-Stanley M., K. Hamilton. 2012. *Developing dimension: state of the voluntary carbon markets*. Ecosystem Marketplace/Forest Trends. Bloomberg New Energy Finance. United States. 110 pp.
- Pigou C. 1932. *The Economics of Welfare*. Cosimo Classics. New York, United States. 381 pp.
- Presidencia de la República. 2007. Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012. Presidencia de la República de los Estados Unidos Mexicanos. <http://pnd.calderon.presidencia.gob.mx/index.php?page=bosques-y-selvas>. México.
- Raux C., G. Marlot. 2005. A system of tradable CO₂ permits applied to fuel consumption by motorists. *Transport Policy* 12:255-265.
- Samuelson P. A. 1954. The pure theory of public expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 36:387-389.
- SEMARNAT. 2012a. Ley General de Cambio Climático. SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación, México.
- SEMARNAT. 2012b. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación, adiciones publicadas el 4 de Junio de 2012.
- Stern N. 2006. *Stern review on the economics of climate change*. Cambridge University Press. United Kingdom. 700 pp.
- Tietenberg T. 2003. The tradable-permits approach to protecting the commons: lessons for climate change. *Oxford Review of Economic Policy* 19:400-419.
- Vance E. 2012. México passes climate-change law. *Nature*. Consultado en <http://www.nature.com/news/mexico-passes-climate-change-law-1.10496>.
- Voss J. P. 2007. Innovation processes in governance: the development of 'emissions trading' as a new policy instrument. *Science and Public Policy* 34:329-343.
- Wohar M. 1988. Alternative versions of the Coase theorem and the definition of transaction costs. *Quarterly Journal of Business and Economics* 27:3-19.
- Wunder S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional Paper No. 42. CIFOR. 32 pp.
- Zerbe R. O. 1980. The problem of social cost in retrospect. *Research in Law and Economics* 2:83-102.
- Ziegler A., J. Schwarzkopf, V. H. Hoffmann. 2012. Stated versus revealed knowledge: determinants of offsetting CO₂ emissions from fuel consumption in vehicle use. *Energy Policy* 40:422-431.



3.13 Sistemas de producción pecuaria y gases de efecto invernadero en el estado de México

Orozco-Hernández María E.¹; Míreles-Lezama Patricia¹; Valdés-Pérez María E.²; Álvarez-Arteaga Gustavo¹ y García-Fajardo Belina¹

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, C.P. 50130 Toluca, Estado de México. Autor para correspondencia: eorozcoh61@hotmail.com

²Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Universitario Tenancingo, Carr. Tenancingo-Villa Guerrero, Km 1.5, C.P. 52400, Cd. Tenancingo, Estado de México.

Resumen

En el Estado de México la producción comercial de bovinos de doble propósito, destaca el papel estratégico de la actividad para satisfacer la demanda del mercado y la escasa atención que recibe el manejo de los desechos, estiércoles y orina que impactan directamente el agua y aire, e incrementan las emisiones de GEI. El objetivo de la investigación es caracterizar los sistemas de producción de ganado bovino y su relación con la emisión de metano, con la finalidad de identificar líneas de atención que favorezcan el desempeño ambiental del sector. En ausencia de información sobre las emisiones producidas por la ganadería y en congruencia con la escala estatal, en este estudio se utilizaron datos de actividad para definir los sistemas de producción y la estimación de las emisiones de CH₄ derivada de la fermentación entérica y el estiércol se basó en una metodología de nivel 1, la población animal de los años 2007 y 2011, factores de emisión estatal y factores de emisión por defecto. El papel de la ganadería en la emisión de gases de efecto invernadero está definido por factores forzantes en varios niveles de decisión, el factor subyacente es la inducción de la reconversión productiva a través de la intensificación del proceso de producción para obtener productos de primera necesidad que satisfagan el mercado en el menor tiempo posible, y en el ámbito local los sistemas de manejo: pastoreo libre, pastoreo controlado, estabulado y semiestabulado; el número de cabezas y el tipo de alimentación son los factores forzantes de la emisión de metano derivado de la fermentación entérica y el manejo de estiércol.

Palabras clave: sistemas de manejo, excretas, fermentación entérica y emisión de metano.

Abstract

In the State of Mexico, the commercial production of dual purpose cattle highlights the strategic role of the activity to meet the demand of the market and the scant attention that receives the handling of waste, manure and urine that directly impact the water and air, and increases greenhouse gas emissions. The objective of the research is to characterize the systems of production of bovine cattle and its relationship with the emission of methane, in order to identify lines of care that promote the environmental performance of the sector. In the absence of information on the emissions produced by livestock and in congruence with the State-level analysis, this study uses data from activity to define the production systems and handling manure and fermentation CH₄ emissions were estimated through a methodology of level 1, the animal population in the years 2007-2011 and default emission factors. The role of livestock in the emission of greenhouse gases is determined by factors at multiple levels of decision, the underlying factor is the induction of productive reconversion through intensification of the production process, to obtain first need products that meet the market in the shortest time possible, and

at the local level, the systems of management and exploitation: free grazing, controlled grazing, poultry for fattening; the number of animals and the type of feed, are forcing the methane derived from enteric fermentation and manure management emission factors.

Key words: management systems, excreta, enteric fermentation and methane emission.

Introducción

La quinta comunicación nacional informó que en el país se produjo un incremento de 33.4% en las emisiones de gases de efecto invernadero, con respecto a 1990. La agricultura participó con el 12.3%, y dentro de esta categoría, la fermentación entérica y el manejo de estiércol contribuyeron con 49.4% de las emisiones. El objeto de la producción pecuaria lo determina el número de cabezas y el conjunto de actividades, estrategias e instrumentos que organizan los productores para producir carne, leche y huevo, la variación en las existencias por tipo de ganado en cuatro décadas (1980-2011) exhibe una reducción de 42%, que ha repercutido en los bovinos, ovinos y caprinos, y en la importancia relativa del porcino. La ganadería aporta 41% del valor de la producción agropecuaria estatal y la producción comercial de bovinos, dispone de 30% de las unidades de producción y 71% de las existencias, la ganadería de subsistencia se dispersa en unidades con *menos de 5 cabezas, que constituyen el 70% y disponen de 29% de las existencias* (INEGI, 2009). La cadena productiva ubica el ganado como producto finalizado, la mejora prioriza la calidad del ganado y la alimentación como garantía de su realización en el mercado y los productores ponen poca atención en el manejo y gestión de los estiércoles, orina y lixiviados. No obstante que se prescribe es el manejo sustentable de las tierras de pastoreo y la gestión adecuada de los productos derivados de la fermentación entérica y las excretas de animales (SEMARNAT-INE, 2009), la regulación y vigilancia sobre el uso y manejo de excretas animales es escasa y confusa, sólo especifica ciertas normas sobre las descargas de contaminantes al agua, resta importancia a las emisiones a la atmósfera y suelo, y sin especificaciones sobre las excretas de ganado, lo que ha resultado en el abuso en la descarga de desechos a cuerpos de agua (Pinos-Rodríguez *et al.*, 2012).

Materiales y métodos

En el estudio la caracterización de los sistemas de manejo se realizó con la información del VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007 (INEGI, 2009) y las emisiones de CH₄ procedentes de la fermentación entérica y el estiércol se estimaron con métodos generales nivel 1 (IPCC, 2006), datos de actividad estatal de los años 2007 y 2011, factores de emisión por defecto y los reportados en el inventario estatal (GEM, 2008), la fórmula 1 aplicada es la siguiente:

$$\text{Emisiones de CH}_4 = \text{FE} \cdot \text{población} / (10^6 \text{ kg Gg}^{-1}) \quad (1)$$

donde: Emisiones = emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica o en su caso del manejo del estiércol, en Gg de CH₄ año⁻¹, FE = factor de emisión correspondiente a una población específica, en kg cabeza⁻¹ año⁻¹, Población = número de animales en cabezas.

Resultados y discusión

En las once delegaciones regionales del Estado de México (GEM-SEDAGRO, 2013) la distribución de los sistemas de manejo de ganado bovino (Figura 1) y la participación de la cobertura de pastos

municipal, identifica los sistemas de manejo estabulado y semiestabulado en Texcoco, Amecameca, Teotihuacán, Zumpango y Tepozotlán, en estas cuencas lecheras la intensificación del proceso productivo se sostiene en el confinamiento de un menor número de vacas y la alimentación basada en pasturas verdes cultivadas y alimentos balanceados altamente energéticos, la ganadería que no tiene manejo es significativa en Jilotepec, Atlacomulco y Toluca, y los sistemas de pastoreo libre y controlado en pastos naturales e inducidos, tienen un peso determinante en Ixtapan de la Sal, Valle de Bravo y Tejupilco.

La escala de producción es función del sistema de manejo y el tamaño de los hatos, la pequeña producción se conforma por un mínimo de cinco y un máximo de 23 cabezas, la mediana y gran producción de 23 a 40 y de 41 a 58, respectivamente. En el sistema de pastoreo libre, el ganado permanece 24 horas del día en los potreros y en el sistema controlado se rotan los potreros para equilibrar el aprovechamiento, en ambos casos las pasturas nativas y pastizal inducido son la base de alimentación del ganado. Los efectos de la potrerización se expresan en el desmonte y en el disturbio de la *selva baja caducifolia* al sur de la entidad. El pisoteo frecuente modifica el balance de los nutrientes del suelo, aumenta la compactación, reduce el volumen de los espacios porosos, disminuye la velocidad del flujo del agua, propicia la erosión) y merma el potencial aprovechable de la vegetación (Sadeghian *et al.*, 1999).

El manejo estabulado y semiestabulado caracteriza el confinamiento total o parcial del ganado y la alimentación con productos balanceados y forrajes verdes: alfalfa, avena, maíz, sorgo, trigo, pastos y praderas (Estrella africana), ebo y avena forrajera seca y achicalada, estos cultivos ocupan 32% de la superficie cosechada y aportan 22% del valor de la producción agrícola estatal (SIAP, 2011).

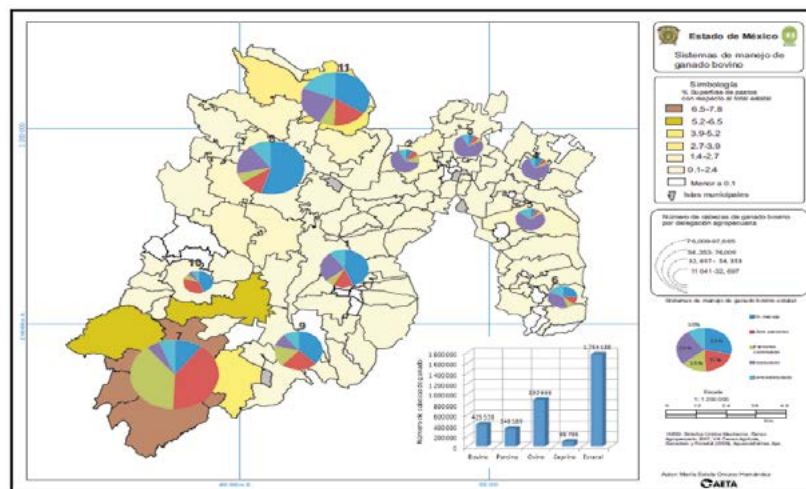


Figura 1. Distribución de los sistemas de manejo de ganado bovino.

Los productores y los programas de apoyo orientan la mejora de la calidad del ganado a través de la cruce (Criollo con cebú, charolais y holstein) y la adquisición de sementales con registro, lo que induce el uso de nuevas tecnologías. La tasa de adopción de la vacunación y desparasitación en las unidades de producción (50%), contrasta con el uso del baño garrapaticida y el alimento balanceado (36% y 38 %) y el bajo nivel de la inseminación (7%), uso de hormonas (1%) e implante de embriones (0.2). Solo 8.0 % de las unidades de producción de bovinos dispone de bordo para abrevadero, corrales de engorda y silo forrajero, 4% de las unidades de porcinos cuenta con nave para cerdos (31% en Almoloya de Juárez, Lerma, Toluca y Atlacomulco), báscula y mezcladora de alimentos, y 80% del ganado ovino duerme en los terrenos de las viviendas.

Fuentes de emisión de metano

Los datos de actividad de 2007 y 2011 indican que las variaciones en el número de cabezas de ganado, repercute en las emisiones de metano en general y las fuentes más importantes son la fermentación entérica de bovino y manejo de excretas de porcino (Figura 2).

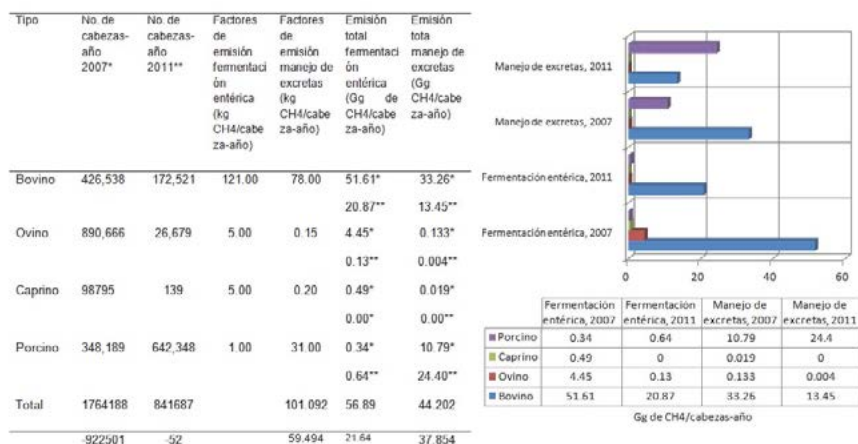


Figura 2. Existencias de ganado comercial y emisión de metano en ambiente templado y cálido. 1 Gg = 1000 toneladas métricas. IPCC, 2006. La incertidumbre de los factores de emisión es de ±30%.

Las estimaciones muestran que los varios tipos de ganado emitieron un total 102 Gg de metano cabeza-año, la fermentación entérica aportó 56% y el manejo de estiércol 44% (Figura 3).

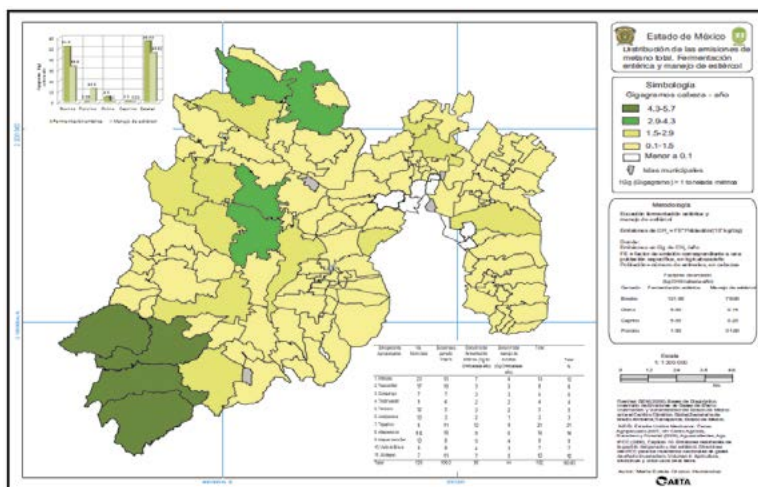


Figura 3. Distribución de las emisiones de metano total. Fermentación entérica y manejo de estiércol.

El ganado bovino aportó 84% de las emisiones, la fermentación entérica 51% y el manejo de estiércol 33%; el porcino 8.5% y el manejo de estiércol 8.3%, el ganado ovino y caprino contribuyeron con 5.5% y 1% de las emisiones, en ambos la fermentación entérica es la fuente principal. Las delegaciones de Tejupilco, Atlacomulco, Metepec y Jilotepec concentraron 60% de las emisiones de metano. Tejupilco es un foco de atención, concentra 23% de las existencias de bovinos en pastoreo

libre y controlado, aporta 21% de las emisiones y fermentación entérica es la fuente más importante, destacan los municipios de Tlatlaya, Amatepec y Tejupilco, que emitieron 14.2 Gg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹.

Atacomulco es otro foco de atención, cuenta con 18.8% de las existencias de ganado y emitió 14.30% de metano total, posee 26.4% del ganado ovino y 14.3% de bovino, la fuente contribuyente es la fermentación entérica de las vacas, los emisores son Ixtlahuaca, San Felipe del Progreso, San José de Rincón y Acambay. Metepec con 14.5% de las existencias aportó 13.1% de las emisiones y la fermentación entérica de los bovinos es la principal fuente, destaca Almoloya de Juárez y Toluca. Jilotepec con 10.8% del ganado estatal y 12.51% de la emisiones, la fermentación entérica de los bovinos y los municipios emisores son Aculco y Jilotepec.

La permanencia del ganado en los potreros acumula grandes cantidades de estiércol y orina en la época de lluvia (marzo-junio), la materia orgánica se descompone y libera lixiviados con alta concentración de amoníaco, en la época seca (noviembre-marzo) el estiércol y la orina se secan a la intemperie, pierden humedad por evaporación y liberan compuestos de nitrógeno que son emitidos directamente a la atmósfera (óxido nitroso).

La estimación de la producción de estiércol en el ganado bovino de engorda, indica que el volumen en fresco al día es 3.6 veces más elevado que en condiciones secas, esto depende del peso-tamaño, el tipo de alimentación y el tiempo de permanencia del ganado (Grepe, 2001), en cerdos y pollos el volumen fresco al día es 12 y 6 veces superior al volumen seco (Cuadro 1). Los animales alimentados con dietas altamente energéticas generan estiércol con gran capacidad de producción de metano, y el ganado mantenido con forrajes de baja concentración energética, produce estiércol con la mitad de capacidad de formación de metano. Las emisiones de óxido nitroso se producen a partir del estiércol y la orina de los animales, que queda depositado sobre las pasturas y no son tratados (Berra y Finster, 2002; Ordóñez y Hernández, 2006).

Cuadro 1. Estimación de estiércol en la ganadería comercial

Ganado en engorda	Número de cabezas	Producción promedio diario de estiércol fresco Kg *	Producción promedio diario de estiércol base seca Kg **	Producción total de estiércol al día Kg *	Producción total de estiércol al día Toneladas*	Producción de estiércol al día Kg **	Producción total de estiércol al día Toneladas**
Bovino	176975	22	6.0	3,893,450	3,893.45	1,061,850	1061.85
Porcino	209659	4.7	0.40	985,397.3	985.39	83,863.6	83.86
Pollos	5947364	0.102	0.017	606631.128	606.63	101105.18	101.10

Elaboración con base en INEGI, 2009, ASAE, 2005*, SAGARPA, 2007**, esta fuente considera el tipo de ganado general.

La emisión de metano por excretas en vacas lecheras depende de la temperatura (IPCC, 2006), el volumen y la composición del estiércol. Un vaca lechera produce al día 8% de su peso vivo en estiércol y orina (Ergonomix, 2013), la proporción aplicada al peso promedio de una vaca lechera en la entidad (434 kg), es de 34.72 kg de estiércol y orina al día, que multiplicado por las existencias totales (67 662 cabezas), asciende a 2349 toneladas al día (Figura 4).

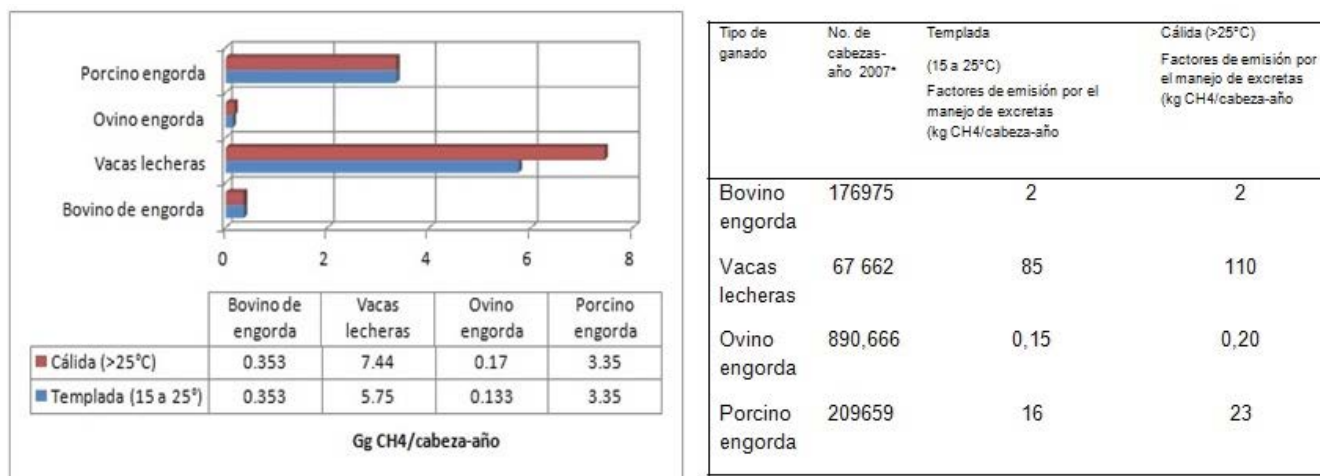


Figura 4. Factores y emisión de metano por manejo de excretas en ganado comercial. INEGI, 2009, IPCC, 2006. La incertidumbre de los factores de emisión es de $\pm 30\%$.

Las regiones de Jilotepec, Zumpango, Tepozotlán y Tejupilco concentran el 64% de las existencias de vacas lecheras, doce municipios producen 60% de la leche⁷ y la emisión de metano por excretas es elevada en el clima cálido húmedo y en los sistemas de pastoreo libre y controlado al sur de la entidad. El aprovechamiento de los pastos naturales e inducidos reduce los costos de mantenimiento del ganado, sin embargo los animales digieran lentamente las pasturas nativas, lo que ocasiona la prolongación de la fermentación entérica y la emisión de metano a través de la respiración y exhalación. Los municipios de Tejupilco, Amatepec, Luvianos y Tlatlaya, son ejemplo del efecto que producen las pasturas de baja calidad en los rendimientos por animal y en las emisiones de metano entérico. El factor de conversión de metano depende de la digestibilidad de los alimentos, y en un rango de 4 a 9% la energía de la alimentación del ganado se convierte en metano (Ehrlich, 1996), el confinamiento reduce el desgaste y la pérdida de energía e incrementa la productividad de los animales y en ausencia de tecnología apropiada, el cerramiento y la carencia de oxígeno favorece la emisión de metano producido por la fermentación entérica y la descomposición de las excretas. La emisión de metano tiene un potencial de calentamiento veinte veces superior al bióxido de carbono, la vida media de este gas y el ciclo de permanencia de tres y doce años (GEM, 2008) contribuye de manera significativa al calentamiento global.

Conclusiones

El papel de la ganadería en la emisión de gases de efecto invernadero está definido por factores forzantes en varios niveles de decisión, el factor subyacente es la inducción de la reconversión productiva a través de la intensificación del proceso de producción para obtener productos de primera necesidad que satisfagan el mercado en el menor tiempo posible. Las evidencias expresan el aumento de la superficie cosechada de forrajes verdes y su contribución en el valor de la producción, la reducción de la población de bovinos y el incremento del ganado porcino de engorda, frente a la crisis de rentabilidad de los ovinos y caprinos.

⁷ Tequixquiac, Zumpango, Aculco, Texcoco, Melchor Ocampo, Jilotepec, Cuautitlán, Polotitlán, Soyaniquilpan de Juárez, Tlatlaya, Almoloya de Juárez y Tecamac.



Los sistemas de manejo: pastoreo libre, pastoreo controlado, estabulado y semiestabulado; el número de cabezas y el tipo de alimentación son los factores forzantes de la emisión de metano derivado de la fermentación entérica y manejo de estiércol.

La fermentación entérica es la fuente principal de metano y no menos importante son las emisiones producidas por el estiércol y orina de las vacas lecheras y el ganado porcino, este tipo de ganado es una amenaza ambiental y de salud de largo alcance.

El uso de la tecnología resalta la ausencia de equipo para el manejo de las evacuaciones de estiércol y orina, y no obstante que las pasturas verdes, achicalada y seca incrementan la productividad animal, los estudios sobre su incidencia en la reducción de la emisión de metano entérico están en ciernes.

Ante la problemática del manejo y gestión de los estiércoles y lixiviados, las medidas de mitigación y adaptación que tienen coherencia con el contexto estatal y deben anticiparse a los costos ambientales, son: En los sistemas de pastoreo libre y controlado, particularmente en la región Tejupilco, fortalecer la rotación de los potreros, regular la población animal de acuerdo con la disponibilidad de tierras, regular la actividad en áreas con sobrepastoreo y pendiente pronunciada, capacitar a los productores en la producción de abonos orgánicos y control del fuego. En los sistemas de manejo intensivo y extensivo se requiere apoyar la adquisición de tecnología para la gestión de los estiércoles y los lixiviados, y dado que la fermentación entérica es la fuente de emisión más importante de metano, es necesario supervisar los contenidos y los efectos de los alimentos balanceados, hormonas y otras tecnologías, promover alimentos de rápida digestibilidad y contenido energético moderado, así como generar la normatividad específica que refuerce el desempeño ambiental del sector pecuario.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a este trabajo por el proyecto “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. CONACYT-SEMARNAT, 107956.

Bibliografía

- ASAE. 2005. Manure production and characteristics. ASAE ASAE-The Society for engineering in agricultural, food, and biological Systems. United States. 20 pp.
- Berra G., L. Finster. 2002. Emisión de gases de efecto invernadero; influencia de la ganadería argentina. Cadena de la Carne Vacuna. Tecnologías para nuevos escenarios. IDIA. Buenos Aires, Argentina 21:212-215. Consultado en www.produccion-animal.com.ar
- Ehrlinch A. 1996. Contribuciones agrícolas al calentamiento global. En: Leggett J. E. El Calentamiento del planeta: Informe de Greenpeace. Fondo de Cultura Económica. México. pp. 424-446.
- Ergonomix. 2013. Consultado en <http://www.engormix.com/MA-ganaderia-leche/manejo/foros/estiercol-produce-vaca-lechera-t14>. Página 1 de 7, 24/03/2013.
- GEM. 2008. Bases de Diagnóstico. Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y Vulnerabilidad del Estado de México ante el Cambio Climático Global, Secretaría de Medio Ambiente. Dirección General de Prevención y control de la contaminación Atmosférica. Tlalnepantla, Estado de México. pp. 1-128.
- GEM-SEDAGRO. 2013. Delegaciones regionales, Secretaría de Desarrollo Agropecuario. Consultado en http://portal2.edomex.gob.mx/sedagro/acerca_secretaria/ubicacion/delegaciones_regionales/index.htm
- Grepe N. 2001. Engorde de toros. Centro de estudios agropecuarios. Editorial Ibero América S.A de CV. México D.F. pp. 8-77.
- INEGI. 2009. Censo Agropecuario 2007. VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Aguascalientes, Ags.
- INEGI. 2011. Sector Alimentario en México. Serie estadísticas sectoriales, Aguascalientes, México.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4.5 pp.

- Ordóñez-Díaz, J. A., B. Hernández-Tejeda. 2006. Obtención de Factores de Emisión Nacionales en el Sector Agrícola para disminuir incertidumbre en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. INE, UNAM INIFAP. México, D. F. pp. 1-22.
- Pinos-Rodríguez J. M., J. C. García-López, L. Y. Peña-Avelino, J. A. Rendón-Huerta, C. González-González, F. Tristán-Patiño. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46:359-370.
- Sadeghian K. S., J. M. Rivera, M. E. Gómez. 1999. Impacto de la ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los andes de Colombia. *Agroforestería para la producción animal en América Latina*. En: Estudio FAO Producción y Sanidad Animal N° 143. FAO. pp. 123-142.
- SAGARPA. 2007. Utilización de estiércoles, Subsecretaría de Desarrollo Rural. Sistema de Agronegocios. México. Colegio de posgraduados. pp. 1-8.
- SEMARNAT-INE. 2009. México Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Comité Intersecretarial Sobre Cambio Climático. pp. 276.
- SIAP. 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA). Consultado en <http://www.siap.sagarpa.gob.mx>



3.14 Retos y oportunidades para la elaboración de inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero sector agricultura, forestal y usos del suelo-AFOLU

Manzano-Camarillo Mario G.³; Carbajal-Morón Nallely A.¹ y Torres-Rangel Verónica²

¹ Programa de Graduados, Doctorado en Ciencias de Ingeniería, Tecnológico de Monterrey - Campus Monterrey, Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Col. Tecnológico, Monterrey, N. L. México.

² Programa de Graduados, Maestría en Sistemas Ambientales, Tecnológico de Monterrey - Campus Monterrey, Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Col. Tecnológico, Monterrey, N. L. México.

³ Centro de Calidad Ambiental, Tecnológico de Monterrey - Campus Monterrey, Eugenio Garza Sada 2501 Sur, Col. Tecnológico, Monterrey, N. L. México. Autor para correspondencia: mario.manzano@itesm.mx

Resumen

Se realiza un análisis de la importancia de los inventarios de gases efecto invernadero en el sector agricultura, forestal y uso del suelo, así como las observaciones generales y específicas que han generado los responsables de la elaboración de inventarios en diferentes estados del país. Se describe el caso particular del estado de Nuevo León, en donde se utiliza por primera vez en el país la metodología 2006 del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC). Se enfatizan las oportunidades de investigación, desarrollo y apoyos necesarios que pudieran enriquecer los inventarios en este sector, con la finalidad de disminuir el grado de incertidumbre y hacer más eficiente el proceso de recopilación de la información. En general deben atenderse las inconsistencias entre las fuentes de información oficiales para cada entidad, con la finalidad de obtener datos más precisos y confiables al realizar los inventarios. Se recomienda la generación e implementación de políticas regulatorias de uso del suelo, y la realización de prácticas sostenibles relacionadas con los suelos y la vegetación.

Palabras clave: cambio de uso del suelo, inventarios estatales de GEI, metodologías IPCC.

Abstract

This work represents an analysis of the importance of greenhouse gas inventories in the agriculture, forestry and land use, as well as general and specific comments that have generated those responsible for the preparation of inventories in different states. We describe the case of the state of Nuevo Leon, where it is used for the first time in the country the methodology 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). It emphasize the opportunities for research, development and supports necessary that could enrich the inventories in this sector, in order to reduce the degree of uncertainty and streamline the process of gathering information. In general, it is necessary to attend the inconsistencies between official information sources for each entity, in order to obtain more accurate and reliable data to make inventories. It recommends the creation and implementation of regulatory policies in land use, and implementation of sustainable practices related to soils and vegetation.

Introducción

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático a partir de 1992 y su Protocolo de Kioto el cual se plantea a finales de 1997, y entro en vigor en febrero de 2005, obliga a todas las Partes a poner en práctica programas y medidas nacionales para controlar las emisiones de gases de efecto invernadero y adaptarse a los efectos del cambio climático (UNFCCC, 2004). Estos dos tratados constituyen la reacción internacional ante las pruebas convincentes, recopiladas y confirmadas

por el IPCC, de que se está produciendo un cambio climático y que su causa fundamental son las actividades humanas (ONU, 2012).

En cuanto a los procedimientos metodológicos, el IPCC aceptó las directrices revisadas en 1996, para realizar los informes nacionales de gases de efecto invernadero y recomendó su uso por las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMUNCC). Estas directrices incluyen seis sectores: 1. Energía, 2. Procesos industriales, 3. Utilización de disolventes y otros productos, 4. Agricultura, 5. Uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura y 6. Desechos (IPCC-OCDE-AIE, 1997). En el 2006 hubo una actualización a las directrices del IPCC, donde se incorpora la orientación de buenas prácticas asociada y se ofrecen metodologías acordadas internacionalmente para que utilicen los países, con el objeto de tener las bases para realizar los inventarios y reportar a la CMUNCC. Estas nuevas directrices incluyen cinco sectores: 1. Energía, 2. Procesos industriales y usos de productos (IPPU), 3. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU), 4. Desechos y 5. Otros. Cada sector comprende categorías individuales y subcategorías (IPCC, 2006).

En el 2007 el Presidente de la República presentó la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENACC), donde se reconoce que los Inventarios de Estatales de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (IEEGEI) son un instrumento estratégico para la gestión de la calidad del aire, y componente fundamental para la toma de decisiones de las entidades federativas del país, ante el cambio climático (SEMARNAT, 2012). Se espera que por medio de estos, sea posible identificar el tipo y cantidad de GEI que predominan, así como sus principales fuentes de emisión. Los inventarios son la base para el desarrollo de medidas de mitigación, reducción y control que contribuyen a la disminución de GEI, asimismo se espera que a través de ellos se cuente con los elementos para la evaluación y planificación de políticas apropiadas.

El Congreso mexicano aprobó la Ley General del Cambio Climático en México en abril del 2012, lo que representa un paso firme en la lucha por reducir las emisiones de GEI en el país. Con esta nueva ley, México se suma al esfuerzo de Gran Bretaña para ser hasta ahora los pioneros en aprobar legislaciones integrales y ambiciosas sobre el cambio climático (WWF, 2012). Dicha ley cuenta con nueve capítulos, 116 artículos y se plantea entre sus principales objetivos: la consolidación de esquemas de medición e inventario de emisiones, la evaluación y el seguimiento del cumplimiento de la Ley. Se contempla un esquema de sanciones, así como estrategias para fomentar capacidades. Puntualmente en el título Tercero Art. 22 se menciona que el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) tendrá entre sus atribuciones: “Fomentar la construcción de capacidades de las entidades federativas y de los municipios, en la elaboración de sus programas e inventarios de emisiones” (LGCC, 2012). De esta manera, los inventarios de GEI pasaron a ser una obligación para cada entidad del país, por lo que es importante considerar y revisar las dificultades y las áreas de oportunidad a las que se han enfrentado otros estados, con la finalidad de apoyar en el mejoramiento de su elaboración y en la obtención de resultados más confiables. Los IEEGEI son un insumo para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático (PEACC) y sucesivamente para la ENACC. En los últimos años, México ha participado como País No Anexo 1, en el desarrollo de inventarios, estrategias y escenarios ante el cambio climático. No obstante sus compromisos en la reducción de GEI y en general en el planteamiento de estrategias de adaptación al cambio climático, se asemejan mucho al nivel de compromiso de los Países Anexo 1.

La importancia de analizar en particular las emisiones provenientes de fuentes diferentes a la quema de combustibles fósiles, es porque según el Inventario Nacional de GEI 1990-2010, dicho sector conformado por: agricultura (12.3%) y uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura (USCUSS) (6.3%) para la metodología IPCC 2006 ahora en conjunto denominado como sector AFOLU, contribuyen con un total de 18.6% (139 076.8 gigagramos o Gg) del total de emisiones en unidades

equivalentes de dióxido de carbono (CO₂eq), siendo la segunda principal fuente de emisiones después del sector energía que aporta un 67.3% (503 817.6 Gg) de las emisiones nacionales (SEMARNAT-INECC, 2012).

El objetivo de este trabajo es realizar un análisis sobre las observaciones y retos puntuales a los que los expertos en el área se han enfrentado al elaborar los inventarios estatales de GEI en el sector agricultura, forestal y uso del suelo. Esto tiene la finalidad de proponer las temáticas que requieren mejoras por medio de una mayor investigación y en el proceso de obtención de datos más precisos, para la elaboración de inventarios de GEI más robustos y confiables.

Materiales y métodos

Con el fin de tomar en cuenta las opiniones y experiencias de todos los expertos, se realizó como primera fase, una recopilación y análisis de las observaciones y recomendaciones planteadas en los inventarios estatales hasta la fecha elaborados. Una vez que se obtuvo toda esa información, se analizaron y consolidaron en un resumen los desafíos, barreras, contradicciones en información, etc. que se encontraron en común en los diferentes inventarios. Finalmente se abordó de manera particular el caso del estado de Nuevo León, en donde se utilizó por primera vez en el país la metodología 2006 del IPCC. Se hace un análisis y discusión sobre los principales retos que se encuentran al hacer uso de esta metodología y se propone una serie de recomendaciones y sugerencias precautorias para la elaboración de futuros inventarios confiables.

Resultados y discusión

Dentro de la revisión y el análisis realizado se encontró que en la actualidad 15 estados del país han realizado su inventario estatal de emisiones GEI y 16 se encuentran trabajando en él. Del total de los estados solamente dos estados (Baja California y Nuevo León) usaron las dos metodologías IPCC 1996 y 2006, cuatro estados (Chihuahua, Coahuila, Sonora y Campeche) realizaron su inventario según la metodología IPCC 2006; los demás utilizaron la metodología IPCC 1996 o se encuentran en proceso de elaboración. En la Figura 1 se muestra el avance que hasta ahora se tiene por estado según la metodología utilizada:

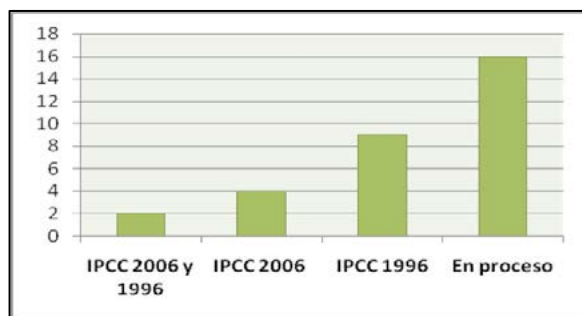


Figura 13. Cantidad de estados que cuentan con su inventario estatal según las directrices del IPCC (elaboración propia con datos de (SEMARNAT, 2012).

Las observaciones que a continuación se presentan, se separaron por retos y oportunidades en el sector: agricultura y ganadería, y sector USCUS según la metodología IPCC 1996.

En el caso particular del sector agricultura, está compuesto principalmente por las emisiones provenientes de actividades agrícolas (aplicación de fertilizantes nitrogenados, cultivos de arroz, y quema de residuos agrícolas) y pecuarias (fermentación entérica y manejo del estiércol). Sus

principales emisiones son metano (CH₄), proveniente de la fermentación entérica y manejo de estiércol, y óxido nitroso (N₂O), proveniente de suelos agrícolas. El sector se divide en subsectores como se muestra en el Cuadro 1.

La subcategoría que más contribuyó a las emisiones endióxido de carbono equivalente (CO₂ eq.) fue la de los suelos agrícolas, que pasó de 46 204.3 Gg en 1990 a 46 479.8 Gg en 2010. Le sigue en importancia la fermentación entérica, la cual pasó de 38 802.61 Gg en 1990 a 37 961.5 Gg en 2010. Teniendo tal relevancia, a continuación se presentan las principales problemáticas a las que se han enfrentado en el proceso los diferentes responsables de la elaboración de inventarios estatales de GEI en este sector. Con el propósito de reducir la incertidumbre relacionada a los procesos de fermentación entérica se recomienda desarrollar una tipificación de la población ganadera (Chacón-Anaya *et al.*, 2010). Adicionalmente, debido a que en muchas ocasiones no se encuentra la información disponible, se sugiere “mantener actualizados los censos agropecuarios e inventarios agrícolas” (Gobierno de Guanajuato, 2009).

Cuadro 1. División del sector agricultura (SEMARNAT-INECC, 2012)

Sector Agricultura				
Subsector ganado		Subsector cultivos		
Fermentación entérica de ganado doméstico	Manejo del estiércol	Quema de residuos agrícolas	Suelos agrícolas	Cultivo de arroz

Dentro del subsector cultivos, debido a que existe una gran variedad de cultivos y las necesidades de fertilizantes varía ampliamente de un cultivo a otro se recomienda “que las aportaciones de nitrógeno se dividan por tipo de cultivo y de fertilizante, de ser posible” (Gámez *et al.*, 2012). Por último, debido a que existe mucha incertidumbre en la recopilación de los datos, sería recomendable generar factores de emisión para cada actividad agropecuarias y para los diversos cultivos (Tejeda-Martínez *et al.*, 2009). Lo anterior con la finalidad de que los inventarios estén conformados por datos más precisos y confiables.

En el caso del sector USCUS, las emisiones que contempla, se refieren al flujo CO₂ tanto a emisiones como sumideros de gases de efecto invernadero derivadas de los cambios de biomasa en bosques y otros reservorios, la conversión de bosques y pastizales a uso agrícola, y el abandono de tierras de cultivo, en las que se presenta la revegetación, y cambio del contenido de carbono en suelos minerales. En general, para el periodo 1990- 2010 en el país, se aprecia una disminución de las emisiones de 55%, al pasar de 101 257 a 45670 Gg de CO₂. Las subcategorías que más emitieron fueron la conversión de bosques y otras coberturas vegetales a usos de suelo agrícola, seguidas por el cambio de carbono en suelos minerales y los cambios en la biomasa de bosques y otros reservorios (SEMARNAT-INECC, 2012). Cabe destacar que el proceso de abandono paulatino de tierras agrícolas es un sumidero importante en el balance neto.

En resumen, las observaciones en este sector señalan en general que “existe mucha incertidumbre en cuanto a la selección de los valores de crecimiento neto de la biomasa aérea” (Gámez *et al.*, 2012). Por lo que se recomienda especificar o crear un instrumento como guía para la selección de estos valores y así poder homogenizar los datos en los diferentes inventarios. Por otra parte, “Se deben generar factores de emisión que permitan captar el flujo neto de carbono cuando hay cambio de uso de suelo en un área determinada” (Chacón-Anaya *et al.*, 2010). Así como implementar inventarios forestales estatales y monitoreos comunitarios, colectados en forma regular y sistemática, utilizando metodologías consistentes a lo largo del tiempo, con el objetivo de tener los elementos de evaluación



de impactos de diferentes acciones y políticas en términos de reducción de emisiones GEI (CIGERCC-UNICACH-ECOSUR, 2012). Con lo anterior “será posible cuantificar la evolución de la superficie y el incremento medio anual de la biomasa aérea, en tierras abandonadas de mediano y largo plazo, para conocer más precisamente su captura o emisión anual de carbono” (Gobierno de Guanajuato, 2009). Por último, sería conveniente tomar en cuenta las áreas verdes de las zonas urbanas por lo que se recomienda “cuantificar los almacenamientos forestales urbanos de carbono terrestre” (Chacón-Anaya *et al.*, 2010).

En el caso particular del estado de Nuevo León, se siguió la metodología para el sector AFOLU de las Directrices del IPCC versión 2006, por primera vez en México (Torres, 2009). El total de emisiones CO₂eq fue de 3196.56 Gg, que corresponden a promedios anuales de GEI para el periodo de 1993 a 2002. Cada una de las categorías de uso de la tierra se subdivide como se muestra en el Cuadro 2:

Cuadro 2. Categorías y subcategorías del sector AFOLU con su respectivo código de acuerdo a la metodología IPCC 2006

Subcategorías	Código IPCC 2006
AFOLU	3
Ganado	3A
Fermentación entérica	3A1
Gestión del estiércol	3A2
Tierras	3B
Tierras forestales	3B1
Tierras forestales que permanecen como tales	3B1a
Tierras convertidas en tierras forestales	3B1b
Tierras de cultivo	3B2
Tierras de cultivo que permanecen como tales	3B2a
Tierras convertidas en tierras de cultivo	3B2b
Pastizales	3B3
Pastizales que permanecen como tales	3B3a
Tierras convertidas en pastizales	3B3b
Humedales	3B4
Humedales que permanecen como tales	3B4a
Tierras que se convierten en humedales	3B4b
Asentamientos	3B5
Asentamientos que permanecen como tales	3B5a
Tierras que se convierten en asentamientos	3B5b
Otras tierras	3B6
Otras tierras que permanecen como tales	3B6a
Tierras que se convierten en otras tierras	3B6b
Fuentes agregadas y fuentes de emisión de gases distintos del CO ₂ de la tierra	3C
Emisiones de la quema de biomasa	3C1
Encalado	3C2
Aplicación de urea	3C3
Emisiones directas de N ₂ O de los suelos gestionados	3C4
Emisiones indirectas de N ₂ O de los suelos gestionados	3C5
Emisiones indirectas de N ₂ O resultantes de la gestión del estiércol	3C6
Cultivo del arroz	3C7
Otros (sírvese especificar)	3C8
Otros	3D
Productos de madera recolectada	3D1
Otros (sírvese especificar)	3D2

La categoría con más emisiones dentro del sector es la de Tierras (en la que se consideran los cambios de usos de suelo) con 1964.39 Gg de CO₂eq para el año base (61.45%), seguida por la categoría de Ganado con 508.3 Gg de CO₂eq (15.3%) y la categoría de Fuentes agregadas y fuentes de emisión de gases distintos del CO₂ de la tierra con 431.83 Gg de CO₂eq (13.51%).

A continuación, se presentan los principales puntos a mejorar para aumentar la eficiencia en las etapas de recopilación y análisis de la información: uno de los principales problemas que se enfrentaron fue la inconsistencia en las fuentes de información, por lo que sería recomendable que las instituciones del sector que manejan la información oficial, coordinadamente con el INEGI, corrijan las inconsistencias entre la información oficial de dichas instituciones. Otro factor que pudiera ayudar a corregir esto, sería el mejorar la comunicación entre las instituciones oficiales de información nacionales y sus delegaciones estatales, para que posean la misma información y a su vez las delegaciones estatales tengan acceso en tiempo y forma a toda la información que manejan las oficinas nacionales. Una propuesta es crear una base de información estatal donde se definan las necesidades de información para el sector AFOLU, creando un comité con las diferentes instituciones académicas para enfocarse a la actualización de la información en este sector para el inventario estatal de emisiones, con esto probablemente se resolverían muchos de estos problemas en cuanto a la información.

Con la finalidad de realizar un inventario con mayor nivel metodológico, se identificaron las siguientes necesidades en el sector AFOLU: se deben generar factores de emisión propios de la quema de residuos agrícolas, ya que no se considera en algunos inventarios debido a la falta de información; es necesario contar con información más precisa, es decir a menores escalas, con suficiente detalle espacial para las series de INEGI. Por otra parte, no existen datos suficientes para estimar los flujos de GEI en la biomasa muerta y se deben precisar las estimaciones de la tala ilegal, debido a que existe información muy vaga respecto a este tema.

Las metodologías IPCC 1996 y 2006 no son comparables, al menos en los sectores referentes a emisiones no fósiles. Difieren en la división por sectores; en la última se integran varios sectores de la primera en un solo sector (AFOLU). No obstante, en general hubo convergencia en las opiniones de los expertos al analizar la información recabada; se pudo observar que existen oportunidades de mejora en la disponibilidad de la información y en la necesidad de generar de factores de emisión para diferentes categorías, independientemente de la versión metodológica utilizada.

En cuanto a las posibles medidas de mitigación a implementar conforme a la problemática general dentro del sector, se cree que es vital generar e implementar políticas regulatorias para las cargas animales. Asimismo, implementar sistemas de manejo apropiados de los hatos ganaderos y de los recursos forrajeros para asegurar la aplicación de prácticas ganaderas sustentables que impacten positivamente en la conservación e incremento del potencial productivo de los ecosistemas de agostadero regionales. En general deben atenderse las inconsistencias entre las fuentes de información oficiales para cada estado, con la finalidad de obtener datos más precisos e infalibles al realizar los inventarios.

La implementación extensiva de la práctica productiva conocida como labranza de conservación, sería de especial necesidad, con el propósito de aumentar la capacidad de los suelos en las tierras de cultivo para funcionar como verdaderos sumideros de carbono. Por lo que sería necesario invertir en investigación aplicada dentro de esta área. Las prácticas de conservación del suelo son también importantes en las tierras forestales que permanecen como tales. No obstante que la metodología IPCC 2006 para el nivel 1 supone que el carbono del suelo no cambia si no cambia el uso del suelo, el sobrepastoreo, la erosión eólica y la erosión hídrica son factores que sí influyen en el depósito de suelos minerales para que el suelo capture o emita carbono, por lo que sería importante tomar en cuenta este tipo de recomendaciones y observaciones, para revisar y afinar metodologías y directrices del IPCC



que conduzcan por una parte a reducir el nivel de incertidumbre y por otra a mejorar la estructura de los inventarios (Torres, 2009).

Conclusiones

Como se pudo observar muchas de las áreas de oportunidad de los inventarios estatales de GEI coinciden o se complementan con las que se perciben a nivel nacional, por lo que las líneas de acción a seguir están claras. Para mejorar la calidad y disponibilidad de la información, es necesario corregir inconsistencias entre lo que reportan las distintas instituciones e idealmente contar con información a mayor nivel de detalle. De igual manera, es conveniente seguir invirtiendo en investigación para la obtención de factores de emisión específicos de cada actividad y región del país, y para mejorar las prácticas dentro de las actividades productivas primarias. Lo anterior con el objetivo de reducir incertidumbres y mejorar la estructura de los inventarios, para finalmente asegurar mejores evaluaciones y una disminución efectiva de emisiones nacionales de GEI.

Bibliografía

- CIGERCC-UNICACH-ECOSUR. 2012. Inventario estatal de gases de efecto invernadero del estado de Chiapas. Recuperado del Programa de Acción ante el Cambio Climático del estado de Chiapas. Consultado en http://www2.ine.gob.mx/sistemas/peacc/descargas/pacc_chiapas_anexo_2_inv_gei.pdf. Fecha de consulta: enero de 2012.
- Chacón-Anaya D., M. E. Giner, M. Vázquez Valles, S. M. Roe, J. A. Maldonado, H. Lindquist. 2010. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Chihuahua y proyecciones casos de referencia 1990-2025. COCEF. Consultado en http://www.cocef.org/espanol/VLibrary/Publications/Inventario_Emisiones/Inventario%20Emisiones%20GEI%20Chihuahua%20Junio%202010.pdf. Fecha de consulta: enero 2013.
- Gámez A. E., A. Geiger, A. Ivanova, A. Trasviña, A. Muhlia, A. Breceda. 2012. Plan Estatal de Acción ante el Cambio Climático para Baja California Sur. de Gobierno Baja California Sur. Consultado en http://spyde.bcs.gob.mx/cgds/files/proyectos/PEACC/foros/PLAN_ESTATAL_DE_ACCION_ANTE_EL_CAMBIO_CLIMATICO-BCS_documento_para_consulta_publica.pdf. Fecha de consulta: febrero de 2013.
- Gobierno de Guanajuato. 2009. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero 2005. Recuperado el de Ecología Guanajuato. Consultado en http://ecologia.guanajuato.gob.mx/2009/archivos/file/Inventario_Emisiones_GEI_Guanajuato_2005.pdf Fecha de consulta: enero de 2013.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H. S., L. Buendía, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (eds). IGES, Japón.
- IPCC-OCDE-AIE. 1997. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero - versión revisada en 1996: Libro de trabajo Vol. 2. Reino Unido. IPCC WGI Technical Support Unit.
- LGCC. 2012. Ley General de Cambio Climático. Consultado en <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC.pdf> Fecha de consulta: febrero de 2013.
- ONU. 2012. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el protocolo de Kyoto. Consultado en <http://www.un.org/es/climatechange>.
- SEMARNAT. 2012. Inventarios de Gases de Efecto Invernadero. México D. F., INE.
- SEMARNAT-INECC. 2012. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. México. Grupo Communicare, S. C.
- Tejeda-Martínez A., A. Cejudo-Báez, M. E. Equihua, T. García, M. E. Guadarrama, A. Gutiérrez. 2009. Programa Veracruzano ante el Cambio Climático. Consultado en INE http://www2.ine.gob.mx/sistemas/peacc/descargas/cvcc_pvacc.pdf. Fecha de consulta: enero de 2013.
- Torres R. V. 2009. Inventario de emisiones de GEI en el sector agricultura, forestal y uso del suelo para el estado de Nuevo León, utilizando la metodología IPCC 2006. Tesis de maestría. Tecnológico de Monterrey.
- UNFCCC. 2004. Comunicado de prensa. Consultado en http://unfccc.int/files/press/news_room/press_releases_and_advisories/application/pdf/press041118_esp.pdf. Fecha de consulta: mayo de 2013.
- WWF. 2012. Mexico passes ambitious climate change law. Consultado en: WWF Global http://wwf.panda.org/wwf_news/?204332. Fecha de consulta: febrero de 2013.

3.15 La gestión de la producción forestal: Una herramienta activa de mitigación del cambio climático

Carrillo-Ávila Noel¹; Quintanar-Olguin Juan¹ y Aguilar-Sánchez Patricia¹

¹INIFAP Campo Experimental San Martinito, Km 56+500 Carretera Federal México-Puebla, Tlahuapan, Puebla, C.P. 74100, México.
Autor para correspondencia: carrillo.noel@inifap.gob.mx.

Resumen

La información disponible en México de la capacidad de almacenamiento de carbono por parte de los bosques es de tipo estática, al considerarlos solo como sumideros y no su gestión dinámica, donde la productividad de los bosques es fundamental y la gestión de la producción forestal una herramienta de ayuda para mejorar los balances. Así, el aprovechamiento forestal sostenible genera opciones de mitigación: mediante la captura de carbono vía fotosíntesis y su crecimiento fisiológico convirtiéndose en madera, donde la capacidad como “sumidero de carbono” de los bosques es proporcional a la productividad forestal. Por tanto, una gestión sustentable de la producción forestal puede generar una reducción de aproximadamente el 32% de las reducciones totales para México. Además, la madera al ser extraída continúa como almacén de carbono durante todo su ciclo de vida, el cuál en promedio, es de 20 a 100 años, y al degradarse no genera más emisión de carbono que aquello que tiene almacenado.

Palabras clave: productividad, ciclo de vida, sumidero de carbono, capacidad de almacenamiento.

Abstract

The information available in Mexico about of carbon storage by forest is static, considering them only as sinks and not like a dynamic management. So, the productivity forest is critical and the forest management with this approach a tool to help and improve the balance. Thus, sustainable forestry generates mitigation options: carbon sequestration through the photosynthesis and physiological growth is stored in wood, where the capacity of the forest like "carbon sink" grow as fast as than the wood production. Therefore, from this point of view, sustainable forestry can mitigate 32% of the emissions in Mexico. In addition, when the wood is cut and during its util life, is a carbon storage, which can be from 20 to 100 years. Finally, once the wood rots or is burned, emit only the amount of stored carbon.

Keywords: productivity, life-cycle, carbon sink, storage capacity.

Introducción

El cambio climático está considerado como una de las amenazas más graves para la humanidad y se ha identificado como uno de los máximos retos que afrontarán las naciones, los gobiernos, las industrias y los ciudadanos en el futuro inmediato. Hoy, tras numerosos estudios científicos, parece no haber duda alguna entre los expertos acerca de que las actividades humanas están cambiando el clima del planeta.

El problema del cambio climático desde el punto de vista forestal es de tal envergadura que la FAO en la edición 2001 de la situación mundial de los bosques, bajo el tema “Cambiar las vías de acción y, así, las vidas: los bosques como múltiples vías hacia el desarrollo sostenible”, aborda tres asuntos centrales –las industrias forestales sostenibles, el cambio climático, y los medios de subsistencia locales para estimular el desarrollo en todos los ámbitos (FAO, 2011).



La captura de carbono es un proceso que tiene su origen con la fotosíntesis. Toda la vegetación asimila CO₂ atmosférico por medio del proceso fotosintético al formar carbohidratos y ganar volumen. Los árboles en particular, asimilan y almacenan grandes cantidades de carbono durante toda su vida. Los bosques gestionados son sumideros de carbono más eficientes que los bosques que se dejan en un estado natural. Los árboles más jóvenes, con un crecimiento vigoroso, absorben más CO₂ que los árboles maduros, los cuales finalmente se mueren y se pudren, devolviendo su almacenamiento de CO₂ a la atmósfera, mientras que la mayor parte del CO₂ de los árboles cortados en un bosque gestionado sigue almacenada a lo largo de la vida útil del producto de madera resultante, por lo tanto, los productos forestales (básicamente la madera) es el único material que tienen ambas capacidades: durante su crecimiento actúa como sumidero y a la vez, un almacén de carbono (CEI-Bois, 2009).

Por lo tanto, el uso sostenible de los bosques vía productos forestales puede ser una herramienta en la formulación de formas de mitigar el cambio climático (Streck y Scholz, 2006; Pramova *et al.*, 2012). La mitigación puede hacer de tres formas generales: 1) la captación y almacenamiento de carbono en la biomasa forestal y el suelo del bosque, 2) la sustitución de combustibles fósiles por biocombustibles, que es carbono neutral, y 3) la sustitución con productos de madera de materiales con una alta demanda de energía. Una gestión forestal sostenible, donde la obtención de productos forestales es una función de la misma, se convierte en una forma de mitigar el cambio climático al generarse sumideros (en la gestión forestal para “producir” biomasa y “almacenes” cuando se utiliza la madera, retrazando la vuelta del carbono a la atmósfera. Bajo estas consideraciones, el objetivo de este trabajo es mostrar la dinámica e importancia de la producción maderable como sumidero y almacén de carbono, como parte de una herramienta de mitigación.

Materiales y métodos

Los materiales básicos para el estudio, son los datos de la productividad de las áreas forestales, dada por el incremento natural (crecimiento anual), a los cuales se les aplica un enfoque dinámico de la capacidad de los bosques para estimar la captura del dióxido de carbono (CO₂) mediante el proceso de fotosíntesis, generándose así, el concepto de “sumidero de carbono”.

La información básica es la expresada en metros cúbicos por hectárea y el incremento corriente anual expresado en metros cúbicos por hectárea al año (es decir crecimiento o ganancia de biomasa) y se analiza bajo el supuesto de que se requiere capturar en promedio una tonelada de dióxido de carbono (CO₂) para generar un m³ de madera y se liberan aproximadamente 0.7 toneladas de oxígeno (DeLucia *et al.*, 2007; Leys, 2012). Además, por cada tonelada de carbono absorbido en la biomasa forestal, la cantidad de CO₂ en la atmósfera se reduce en 3.7 toneladas. Esto es debido a la conformación química que tienen los compuestos carbonados de las plantas frente al CO₂ libre en la atmósfera (Álvarez, 2009).

Por otro lado, se considera el volumen potencial para gestionar una producción forestal sostenible y el ciclo de vida de la madera, como base del período de “almacenamiento” de carbono.

Resultados y discusión

De acuerdo a los datos del inventario nacional, México tiene una existencia de madera en rollo en pie de 3887 millones de metros cúbicos, distribuidos en 63 millones de hectáreas. De éstos, las mayores existencias se localizan en la superficie que corresponde a la formación vegetal de coníferas y latifoliadas (32%), seguido por la formación de selvas altas y medianas (28%); el bosque de coníferas ocupa el tercer lugar con 18% de las existencias totales, seguido por las latifoliadas (12%) y finalmente las selvas bajas, formación que guarda el menor volumen de existencias maderables (10%)

(CONAFOR, 2012). Bajo las consideraciones de “sumideros”, el volumen de carbono que ha sido secuestrado para generar estas existencias maderables es 3887 millones de toneladas, con un valor de “almacenamiento” de aproximadamente 1295.66 millones de toneladas de carbono.

El período de almacenamiento y la velocidad de fijación del carbono en la vegetación varían, dependiendo de la edad (Alexandrov, 2007), la especie y de la calidad del sitio, del clima (Medlyn *et al.*, 2005), y de las prácticas y alteraciones a las que esté sometida esa vegetación. Si la productividad natural de los bosques mexicanos es de aproximadamente 40 millones de m³ anuales, por tanto, la dinámica de captura de carbono por el crecimiento de la vegetación forestal, representa un sumidero de carbono de aproximadamente 40 millones de toneladas de CO₂ capturados anualmente.

También es importante diferenciar la productividad de los tipos de vegetación, donde los bosques de clima templado frío, específicamente con las formaciones de coníferas y latifoliadas, son los más importantes en la producción nacional dado que aportan el 80% de la misma. Una forma de medir la productividad por unidad de tiempo y por unidad de área, es mediante el incremento medio anual (IMA). Los bosques de coníferas incrementan en 2.29 m³ ha⁻¹ año⁻¹, y de manera general, las coníferas y latifoliadas presentan un incremento medio anual de 1.99 m³ ha⁻¹ año⁻¹. Con esto, los bosques de coníferas presentan un aumento en volumen total al año de 15.48 millones de metros cúbicos, sin considerar lo que aportan los bosques mixtos de coníferas y latifoliadas. Estos datos permiten suponer una dinámica de captura anual de carbono del orden de 15.48 millones de toneladas de CO₂, solo por los bosques de coníferas, sin considerar la vegetación mixta de las zonas de clima templado frío.

A nivel de almacenamiento de carbono, si la producción anual forestal es de aproximadamente seis millones de m³ anuales, el volumen de carbono inmovilizado es de aproximadamente dos millones de toneladas anuales, porción mínima comparada con las 26.6 millones de toneladas que Finlandia presentaba en 2004 (Laturi *et al.*, 2008). El período de inmovilización del carbono varía en función del producto de madera de que se trate, pudiendo considerar como media de 20 a 30 años, al que habría que añadir el tiempo de vida del árbol (Stockmann *et al.*, 2012). Gestionar una producción forestal sustentable, donde se cortan los árboles a medida que maduran, permite que gran parte de su carbono se almacene a lo largo de la vida útil de los productos de madera resultantes, por tanto, se genera un incentivo al sector forestal para sustituir mediante plantación o regeneración de nuevos árboles en su lugar de aquellos que fueron cortados. Contrariamente a la creencia popular relativa al vínculo causa-efecto entre el uso de la madera y la destrucción de los bosques, el aumento del uso de madera contribuye positivamente al mantenimiento y aumento de los bosques.

Finalmente, cuando los productos de madera lleguen al final de su ciclo de vida, la madera liberará el carbono en forma de CO₂, y no será mayor al volumen de carbono almacenado en ella, lo mismo sea por descomposición aerobia o combustión.

Conclusiones

El sector forestal en México y su aprovechamiento sustentable, tiene la capacidad de capturar y almacenar el carbono existente en las emisiones de CO₂, convirtiéndose en una de las opciones de mitigación más importantes a corto y mediano plazo.

Los productos forestales, que inician desde la formación de la madera hasta que finaliza su vida útil, contribuyen a la reducción del efecto invernadero por secuestro o inmovilización de CO₂.

Sin importar la duración del período durante el que el CO₂ permanezca almacenado en la madera, cualquier aumento en el volumen global del “almacenamiento en madera” reducirá el CO₂ de la atmósfera. De esta forma, el aumento del uso de la madera es una manera sencilla de reducir el cambio climático.



Bibliografía

- Alexandrov G. A. 2007. Carbon stock growth in a forest stand: the power of age. *Carbon Balance and Management* 2:1-5.
- Álvarez S. 2009. Optimización de la planificación forestal considerando la captura de carbono en bosque de pino-encino de la sierra Juárez, Oaxaca, México. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España.
- CEI-Bois. 2009. Frente al cambio climático: Utiliza madera. ANFTA, Cis Madeira, Xunta de Galicia. Tercera edición revisada. Consultado en <http://www.cei-bois.org/files/b03400-p01-84-SP.pdf>. Fecha de consulta: 29 de octubre de 2010.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Coordinación General de Planeación e Información. Gerencia de Inventario Forestal y Geomática. Zapopan, Jalisco. México. 228 pp.
- DeLucia E. H., J. E. Drake, R. B. Thomas, M. Gonzalez. 2007. Forest carbon use efficiency: is respiration a constant fraction of gross primary production? *Global Change Biology* 13:1157–1167.
- FAO. 2001. Situación de los bosques del mundo 2011. Roma. 2011. Consultado en <http://www.fao.org/docrep/013/i2000s/i2000s03.pdf>.
- Laturi J., J. Mikkola, J. Uusivuori. 2008. Carbon reservoirs in wood products-in-use in Finland: current sinks and scenarios until 2050. *Silva Fennica* 42:307–324.
- Leys A. J. 2012. How is carbon stored in trees and wood products? *Forest and Wood Products Australia*. 10 pp.
- Medlyn B. E., P. Berbigier, R. Clement, A. Grelle, D. Loustau, S. Linder, L. Wingate, P. G. Jarvis, B. D. Sigurdsson, R. E. McMurtrie. 2005. Carbon balance of coniferous forests growing in contrasting climates: Model-based analysis. *Agricultural and Forest Meteorology* 131:97–124.
- Pramova E., B. Locatelli, H. Djoudi, O. A. Somorin. 2012. Bosques y árboles para la adaptación social al cambio y la variabilidad del clima. Briefs No. 15. CIFOR. Bogor, Indonesia. 16 pp.
- Stockmann K. D., N. M. Anderson, K. E. Skog, S. P. Healey, D. R. Loeffler, G. Jones, J. F. Morrison. 2012. Estimates of carbon stored in harvested wood products from the United States forest service northern region, 1906-2010. *Carbon Balance and Management* 7:1-6.
- Streck C., S. M. Scholz. 2006. The role of forests in global climate change: whence we come and where we go. *International Affairs* 82:861–879.

3.16 Escenarios potenciales de las anomalías en los cambios estacionales de temperatura y precipitación en bosques para los años 2030 y 2050 en México

Ordóñez J. A. B.¹; León David²; Jiménez Fernanda¹; Hernández Tomás³; Galicia Adolfo¹; Núñez Angélica¹; Velarde Erik¹ y Balam Lucila¹

¹Pronatura México A.C. Aspérgulas 22, Colonia San Clemente, C.P. 01740, DF México. Autor para correspondencia: jabordonez@gmail.com

²Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo" A. C. Centro Geo, CONACYT.

³Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistema Forestales (CENID-COMEF), INIFAP.

Resumen

Se emplea el modelo de Fiabilidad de Ensemble Ponderado (FEP) del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) para realizar simulaciones de las anomalías de temperatura y precipitación, en las áreas donde se distribuyen espacialmente los bosques en México, con base en el mapa de cobertura vegetal y uso del suelo de la Serie IV (en formato shape, con la misma proyección y datum) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía para los años 2030 y 2050. Como resultado del cruce la información cartográfica se generan 1 mapa de la anomalía promedio estacional de la temperatura mínima en invierno; 1 mapa de la anomalía promedio estacional de la temperatura mínima en verano; 1 mapa de la anomalía promedio estacional de la temperatura máxima en invierno; 1 mapas de la anomalía promedio estacional de la temperatura máxima en verano; para el año 2030 y 4 mapas con las mismas variables para el año 2050. En los ocho escenarios resultantes, se registran cambios extremos tanto de la temperatura promedio (de menos de 2 °C a más de 6 °C), como de la precipitación promedio (en todos los casos con reducción); estas anomalías afectan en promedio el 95% de las superficies de los bosques.

Palabras clave: escenarios, anomalías, bosques, México.

Abstract

We using the statistical downscaling model known as FEP (Reliability Weighted Ensemble), implemented by the Mexican Institute of Water Technology (IMTA), to develop various simulations performed from historical databases of temperature and precipitation in forest areas in Mexico, based on land use and vegetation cover series IV from INEGI, for 2030 and 2050 year). As a result of crossing the mapping information was generated one maps of the anomaly minimum temperature average in winter seasonal, one maps of the anomaly minimum temperature average in summer seasonal, one maps of the anomaly maximum temperature average in winter seasonal, one maps of the anomaly maximum temperature average in summer seasonal; four maps of accumulated precipitation in winter and 4 maps of accumulated precipitation in summer. In eight resulting scenarios are recorded both extreme changes in average temperature (less than 2 °C more than 6 °C), and the average precipitation (in all cases with precipitation reduction); these anomalies affect the average 95% of the different ecosystems land areas in Mexico.

Key words: scenarios, anomaly, forest, Mexico.

Introducción

Los diferentes tipos de climas en México, determinan la distribución de la vegetación; la correlación que existe entre estas dos variables, no es fácil de explicar, ya que en el país, los factores bióticos y abióticos del ambiente interactúan entre sí, dando efectos sinérgicos ó antagónicos. Por lo cual, y a pesar de que el clima se tome como el principal factor determinante de la distribución de la vegetación, se tiene que tomar en cuenta la interacción del mismo sobre otros factores determinantes como son el suelo (tipo y nutrientes), la orientación y la topografía entre otros (Rzedowski, 2006).

Al no presentarse una clara correlación entre el clima y la vegetación presente en el país, se ha tenido que recurrir a pruebas geológicas y paleoclimáticas que nos permitan entender por qué se presentan estas anomalías (Rzedowski, 2006). Uno de los elementos que se tienen que tomar en cuenta, es la orogenia de la cual se desarrollaron las diferentes sierras, mesetas y planicies del país, formando los puentes migratorios por los cuales la vegetación se dispersó y se distribuyó (Sánchez-González, 2008), así como la presencia de gradientes altitudinales propicios para algunos tipos de vegetación y limitantes para otros (Rzedowski, 2006).

Los cambios climáticos en las épocas de glaciaciones (Eoceno tardío, Mioceno medio y tardío, Plioceno tardío y Pleistoceno), propiciaron las condiciones adecuadas para la expansión de la vegetación boreal hacia bajas latitudes y la reducción de la vegetación tropical, mientras que cuando se presentaron aumentos en la temperatura (Paleoceno, Eoceno temprano y medio, Oligoceno, y Mioceno temprano), hubo un enriquecimiento en la flora y fauna tropical de México (González, 1998; en Aguado, 2010). También no hay que olvidar que la distribución de tierras y aguas (factor determinante del clima), ha variado a lo largo de la historia geológica de México, lo que trajo consigo modificaciones en las condiciones climáticas, siendo más extremosas durante las emersiones, incrementándose el efecto de continentalidad. Mientras que cuando hubo transgresiones marinas en el territorio, éstas propiciaron el desarrollo de la biota de ambientes salobres y vegetación costera (González, 1998; en Aguado, 2010).

Aún con todas las implicaciones climáticas y no climáticas que existen y que afectan el determinismo de la vegetación del país, se cuenta con una clasificación de la vegetación acorde a los diferentes tipos de climas, permitiendo generar una cartografía a nivel nacional en escala 1:250 000 de las comunidades vegetales. Esta clasificación se basa en la obra “Vegetación de México” de Jerzy Rzedowski (1978, 2006), en donde se mencionan diez diferentes tipos de vegetación, de las cuales tres de ellas corresponden a climas templados, el bosque de *Quercus*, el bosque de coníferas y el mixto. Las tres últimas unidades fitogeográficas son parte de las zonas templadas de México cuya superficie es de alrededor de cuarenta y seis millones de hectáreas, cubriendo el 23.4% del territorio nacional y dividiéndose en cuatro regiones fisiográficas: Sierra Madre Occidental, Oriental y del Sur y el Eje Neovolcánico (González, 2004).

Los bosques de encino, coníferas y mixto se desarrollan principalmente en climas templados y algunos en climas secos. Los bosques de *Quercus*, por lo regular se distribuyen en donde la precipitación anual oscila entre los 350 mm y los 2000 mm con un rango de temperatura media anual que va desde 12 °C a los 20 °C, mientras que los bosques de coníferas se pueden encontrar en sitios donde la precipitación anual va desde los 600 mm a los 1000 mm y su temperatura media anual oscila entre los 10 °C a 20 °C. Los límites altitudinales para estos tipos de vegetación van desde los 800 m s.n.m. hasta los 4000 m s.n.m., en el caso de las coníferas (González, 2004; en Aguado, 2010). Los bosques de encino se encuentran desde el nivel del mar hasta los 3100 m s.n.m., siendo más comunes entre los 1200 y los 2800 m s.n.m., debido a que la temperatura (su principal límite) desciende conforme la altitud aumenta (Rzedowski, 2006). Estos bosques predominan en la Sierra Madre Oriental y ocupan el 5.5% del territorio nacional. Su fisonomía se compone por uno a tres estratos arbóreos de

hojas gruesas esclerófilas, uno a dos estratos arbustivos y un estrato herbáceo que varía dependiendo si el bosque es abierto o cerrado. Dichas comunidades vegetales pueden ser cerradas o abiertas y caducifolias o perennifolias (Hernández, 2001). En éste tipo de bosque, los árboles que predominan, pertenecen al género *Quercus*, pero también se presentan algunos otros géneros como son: *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Pinus*, *Cupressus* y *Juniperus*. La composición florística que se presenta se encuentra dominada por las plantas pertenecientes a la familia Compositae, seguidas por la Gramineae (Rzedowski, 2006).

Modelos generales del clima y su escala

El modelado del clima ha ido evolucionando de acuerdo a los avances tecnológicos, en particular con los recursos computacionales, buscando cada vez un mejor detalle de los procesos climáticos. En la actualidad se pueden clasificar conforme a la escala con la que trabajan, en Modelos Generales y Modelos de Área Limitada (Harvey *et al.*, 1997). Los primeros Modelos Generales sólo eran capaces de resolver las ecuaciones para los fenómenos atmosféricos o para los oceánicos. La convergencia de modelar ambos fenómenos dio origen a los llamados Modelos de Circulación General Atmosféricos y Oceánicos (MCGAO o AOGCMs por sus siglas en inglés), donde además, se incluyen aspectos relativos al relieve, la criósfera y últimamente se le han añadido la dinámica y comportamiento de los aerosoles, así como del ciclo del carbono, esto, a raíz de tratar de explicar el cambio climático debido a causas antropogénicas (Carter *et al.*, 2007; Pasini, 2005; Harvey *et al.*, 1997; Aguado, 2010).

Uno de los problemas que tuvieron que resolver los MCGAO fue la diferencia entre las escalas de los fenómenos atmosféricos y oceánicos. Los primeros modelos atmosféricos (incluyendo el clima) son tridimensionales usaban una cuadrícula en forma de cubos ordenados conformando una red que se extiende hacia arriba a través de nuestra atmósfera. Los primeros modelos de clima típicamente tenía alrededor de 10 capas verticalmente, los más recientes suelen tener alrededor de 30 capas. Debido a que la atmósfera es tan delgada en comparación con el gran tamaño de nuestro planeta, las capas verticales están mucho más cerca en comparación con las dimensiones horizontales de celdas de la cuadrícula. Capas verticales pueden estar espaciadas a intervalos de 1 km en comparación con los 100 intervalos de kilómetros para el espaciado horizontal. Sin embargo, los mismos principios se aplican respecto a la resolución; mejor resolución con celdas más pequeñas produce mejores resultados, pero en el costo del tiempo en el procesamiento y cálculo es mucho mayor (IPCC, 2007).

El modelaje del clima, es un campo de investigación muy intensivo que requiere de mucha programación en computación, es por ello que los modeladores climáticos están siempre tratando de conseguir equipo de cómputo más eficiente migrando al uso de supercomputadoras. Como regla general, el aumento de la resolución de un modelo por un factor, algoritmo o un mayor número de datos disponibles significa que, se necesitara alrededor de diez veces más potencia de cálculo (o que le tomará al equipo de cómputo diez veces más de tiempo para efectuar el cálculo o simulación). Por ejemplo, puede ser que el doble de la resolución de un modelo por la disminución de celdas de la cuadrícula de cuadrados 100 km x 100 a 50 x 50 kilómetros cuadrados y aumentando el número de capas verticales 10 a 20. Cada célula 3-D en el modelo de baja resolución se sustituye por ocho células en el modelo de mayor resolución (2 en latitud por 2 en longitud por 2 verticalmente = 8), por lo que el modelo de mayor resolución requerirá 8 veces más el tiempo y cálculos para realizar dicha simulación (IPCC, 2007). Las imágenes a continuación (Figura 1), ilustran el estado del arte en cuanto a la resolución espacial típica en torno a los tiempos de cada uno de los Informes de Evaluación del IPCC. Alrededor de la época del Primer Informe de Evaluación (FAR) en 1990, muchos modelos climáticos utilizaron una grilla con celdas de cerca de 500 kilómetros (311 millas) de lado (imagen superior izquierda). En el momento en el Informe de Evaluación del Segundo (SAR) en 1996, la resolución ha

mejorado por un factor de dos, la producción de celdas 250 km (155 millas) de lado. Modelos de referencias en el Tercer Informe de Evaluación (TAR) en 2001 se había reducido en general las cuadrículas en tamaños para cerca de 180 kilómetros (112 millas), mientras que en el Cuarto Informe de Evaluación (AR4), los modelos suelen utilizar una celda de la cuadrícula de 110 kilómetros (68 millas) de ancho, mejorando aún más la resolución. La resolución vertical no se representa en estas imágenes, pero también ha mejorado con los años. Los típicos modelos FAR, tenían una sola capa en el océano y 10 capas atmosféricas; los modelos usados en el informe AR4 a menudo incluyen 30 niveles en los océanos y otros 30 en la atmósfera (IPCC, 2007).

En la Figura 1 se puede apreciar como la península Ibérica y las montañas, van aumentando la resolución de la escala, es decir, se muestran en mayor detalle en los modelos de mayor resolución. Esto permite a estos modelos hacer escenarios de los posibles climas regionales en el futuro, ya que al principio eran modelados por lo general con una cuadrícula de aproximadamente 500 km en la horizontal pasando a 250 km en la horizontal por 1 km en la vertical, mientras que los modelos oceánicos tenían una resolución entre 125 a 250 km en la horizontal por 200 a 400 m en la vertical (Pasini, 2005; Gutiérrez y Pons, 2006; IPCC, 2007; Aguado, 2010).

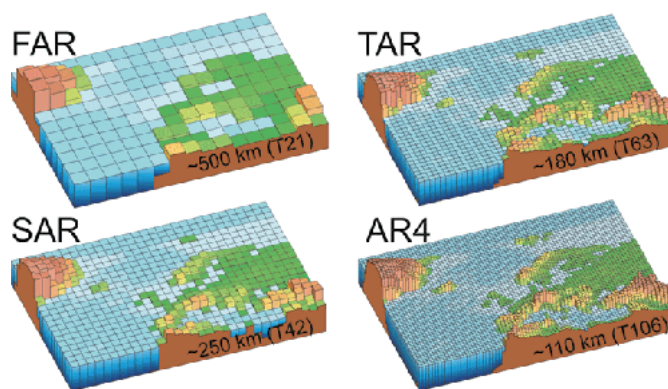


Figura 1. Cuadrícula en tercera dimensión que permite apreciar la evolución en la escala de evaluación de los modelos climáticos (Fuente: IPCC, 2007).

Cuando fue resuelta la diferencia entre las escalas, se obtuvieron los actuales Modelos Climáticos Globales (MCG) con mallas de 150-250 km por 150-600 km (Carter *et al.*, 2007) y de 6 hasta 50 niveles atmosféricos en la vertical (Magaña *et al.*, 2000). Dentro de los MCGAO más utilizados se encuentran 23 modelos desarrollados por diferentes países y aplicados a los estudios de cambio climático del IPCC. En el siguiente Cuadro, se presentan los seis principales modelos utilizados a nivel mundial (Aguado, 2010).

Cuadro 1. Seis de los 23 modelos más utilizados para el modelado climático a gran escala (Fuente: Modificado de Randall *et al.*, 2007; Aguado, 2010)

Modelo	Resolución para el modelado atmosférico/oceánico (expresado en grados)	País de origen
BCC-CM1	1.9° X 1.9°/ 1.9° X 1.9°	China
CCSM3	1.4° X 1.4°/ 0.3° - 1° X 1°	Estados Unidos de América
CGCM3.1	~2.8° X 2.8°/ 1.9° X 1.9°	Canadá
CSIRO-MK3.0	~1.9° X 1.9°/ 0.8° X 1.9°	Australia
ECHAM5/MPI-OM	~1.9° X 1.9°/ ~3.9° X 3.9°	Alemania
GFDL-CM2.0	2.0° X 2.5°/ 0.3°-1.0° X 1.0°	Estados Unidos de América

Aún con la solución de las ecuaciones atmosféricas-oceánicas por parte de los MCGAO, muchos de los fenómenos a escalas menores son muy difíciles de explicar, ya que exigen muchos recursos computacionales o de nuevas técnicas para obtener la resolución a la escala deseada. Por lo que se tuvieron dos maneras diferentes de resolver el problema: 1) desarrollar modelos regionales o de área limitada MCR (RCM o LAM por sus siglas en inglés), que utilizarán las salidas de los MCGAO (método físico-dinámico); 2) métodos estadísticos que relacionarán los patrones de gran escala con patrones de mesoescala (Schoof *et al.*, 2009; Aguado, 2010); y 3) modelo de regionalización estadística conocida como Fiabilidad de Ensamble Ponderado (FEP), implementada por el IMTA (2011) y empleado en el presente estudio (Figura 2).

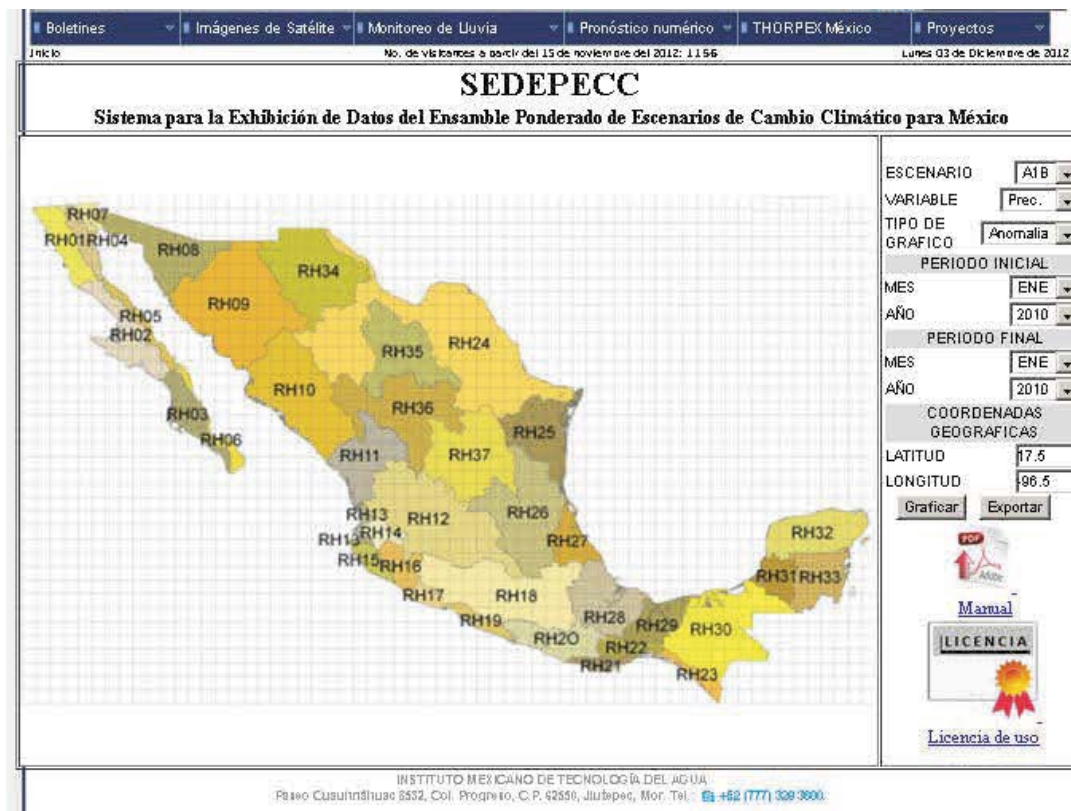


Figura 2. Modelo de regionalización estadística FEP (Fuente: IMTA, 2012).

Dichas técnicas son conocidas como downscaling⁸ (reducción de escala) y los procesos de validación dependerán de que downscaling se elija: dinámico o estadístico (Schoof *et al.*, 2009; Rummukainen, 2010; Tejada-Martínez *et al.*, 2008). El método dinámico ocupa las salidas de los MCGA y los prueba en un modelo regional de alta resolución del clima actual, comparándolos con los datos meteorológicos observados en las últimas décadas (Schoof *et al.*, 2009; Castro, 2007; en Aguado, 2010).

⁸ Downscaling, se le denomina al método de reducción de la escala de la malla de puntos utilizada en los modelos globales (MCGAO), a una de menor tamaño empleada en los modelos regionales. También es conocido como regionalización (Carter *et al.*, 2007).



Escenarios del riesgo actual

El objetivo del presente estudio es realizar una simulación en base a los escenarios de la familia A2, para el sector forestal en tres tiempos: 2030, 2050 y 2070 aplicando el algoritmo REA del método FEP adaptado y modificado de un Modelo General de Circulación Atmosférica proporcionado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 2011).

Materiales y métodos

La primera etapa tiene como objetivo la determinación de la magnitud de los cambios en la superficie vegetal bajo escenarios de cambio climático (específicamente incremento en la temperatura – Figura 3- y disminución de la precipitación –Figura 4-) para bosques y selvas (mismos que se presentan en la Figura 5).

A partir de las distintas simulaciones realizadas por parte del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) con los bancos de datos históricos de temperatura (T) y precipitación (P) en México se generan los mapas base que muestran a detalle el comportamiento de dichas variables en el tiempo (Figura 6, 7 y 8).

Con la información cartográfica procesada se emplea para realizar simulaciones, generando con ello mapas base⁹ y escenarios predictivos del comportamiento de dichas variables (T y P) en series de tiempo, con el modelo de regionalización estadística conocida como FEP (Fiabilidad de Ensamble Ponderado, implementada por el IMTA), de ahí se obtienen diferentes mapas en formato shape (.shp) que muestran los cambios en el tiempo (en este caso para tres años: 2030, 2050 y 2070) de T y P.

⁹ En cada mapa se presenta: título, leyenda, escala, especificaciones cartográficas (proyección, datum y modelo digital de elevación MDE), fuentes cartográficas y logos de las instituciones responsables.

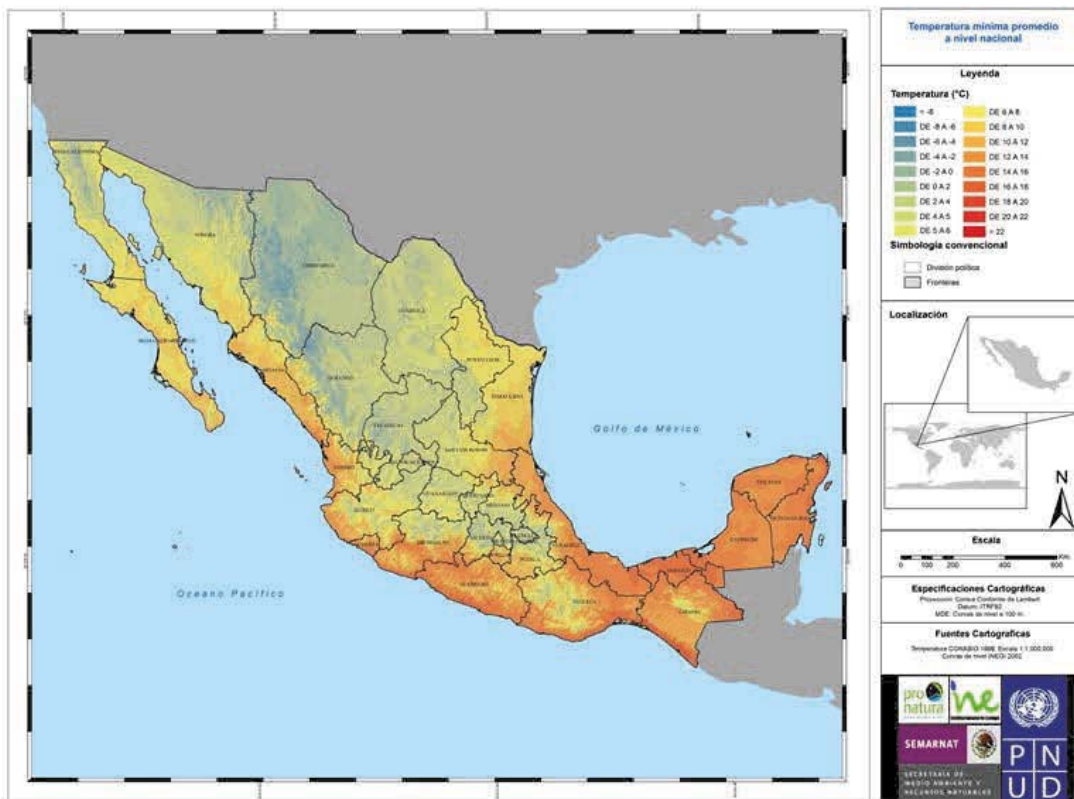


Figura 3. Temperatura mínima promedio a nivel nacional.

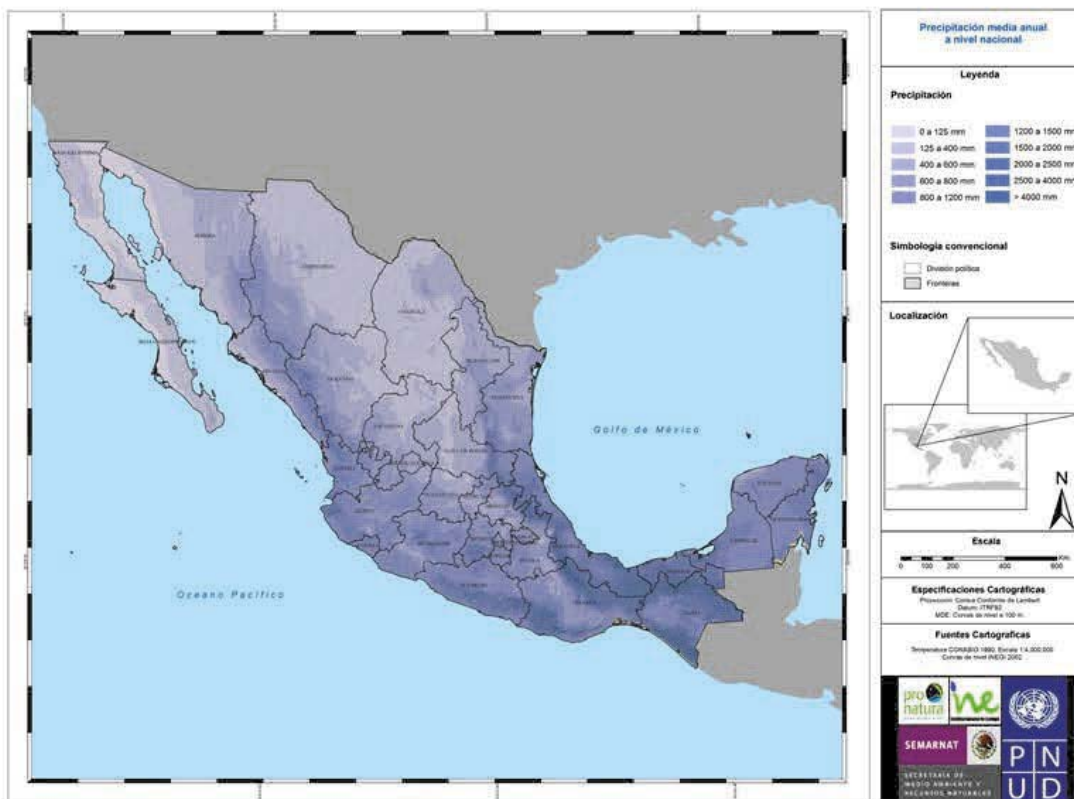


Figura 4. Precipitación media anual a nivel nacional.

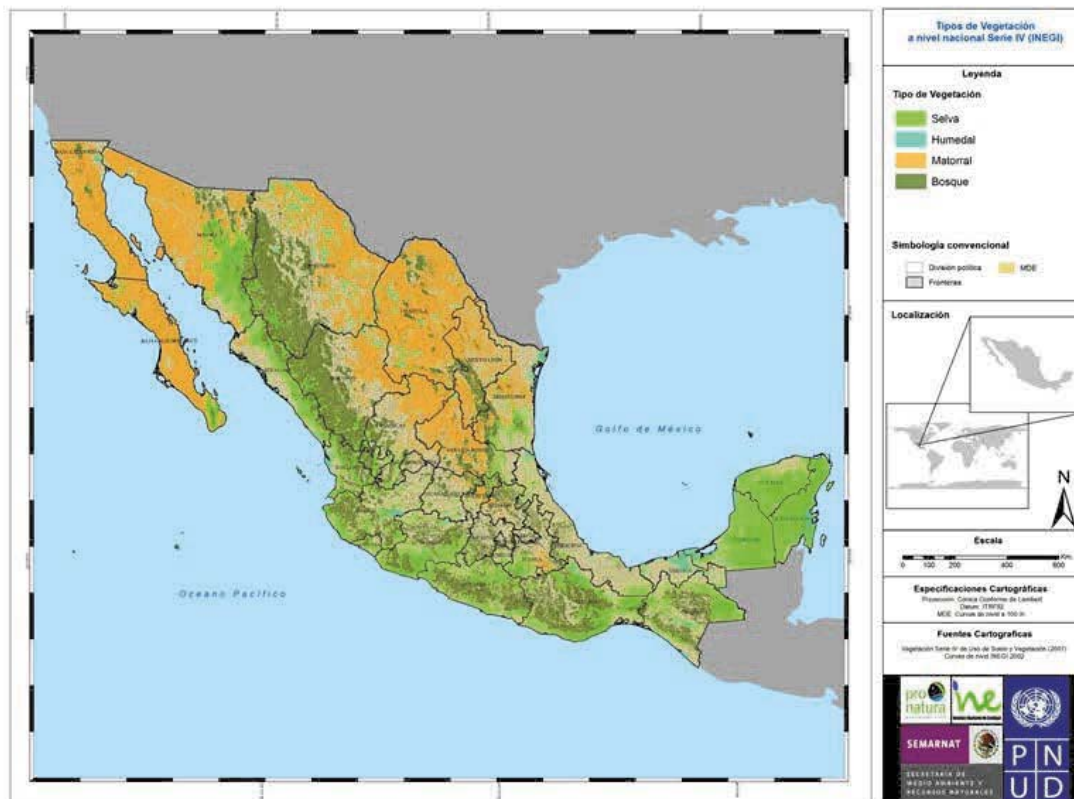


Figura 5. Tipos de vegetación a nivel nacional con base en la Serie IV de INEGI, 2007.

Resultados

En las siguientes Figuras (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 y 13) como resultado del cruce la información cartográfica, se pueden apreciar los mapas de la anomalía promedio estacional de la temperatura mínima en invierno; de la anomalía promedio estacional de la temperatura mínima en verano; de la anomalía promedio estacional de la temperatura máxima en invierno; de la anomalía promedio estacional de la temperatura máxima en verano; para el año 2030 y 2050. En los ocho escenarios resultantes, se registran cambios extremos tanto de la temperatura promedio (de menos de 2 °C a más de 6 °C), como de la precipitación promedio (en todos los casos con reducción); estas anomalías afectan en promedio el 95% de las superficies de los bosques. incrementos en la temperatura de cada una de las anomalías.

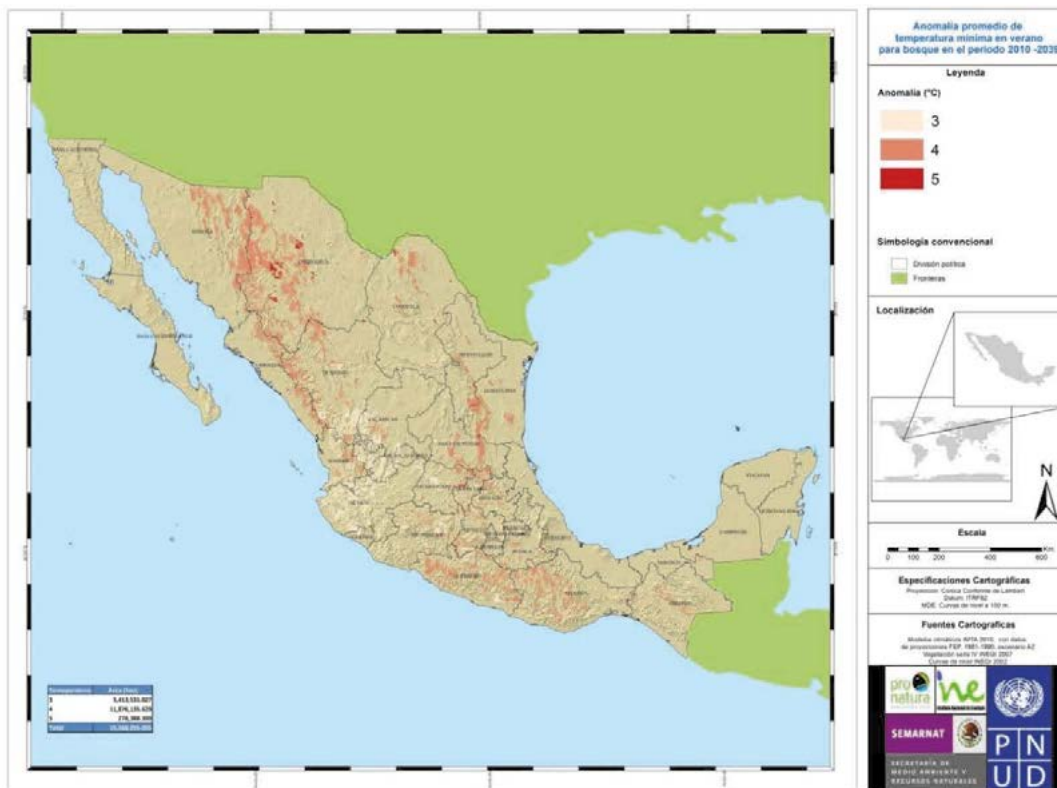


Figura 6. Anomalia promedio de la temperatura mínima en verano para bosque en el periodo 2010-2039.

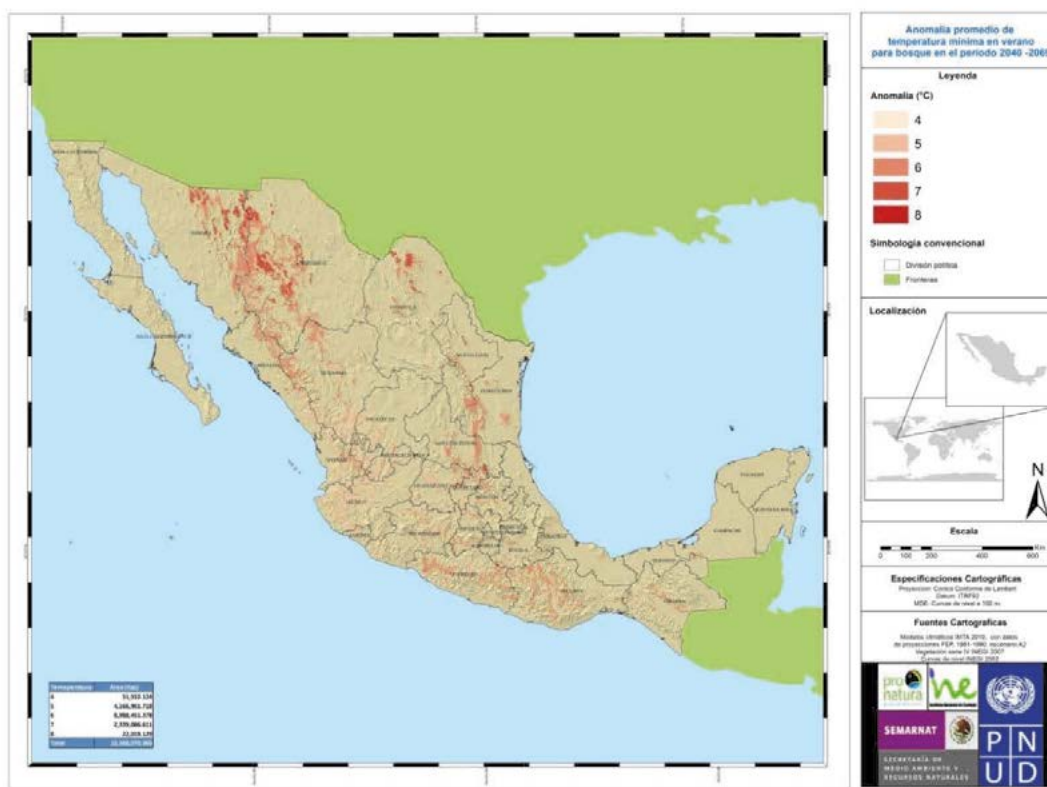


Figura 7. Anomalia promedio de la temperatura mínima en verano para bosque en el periodo 2040-2069.

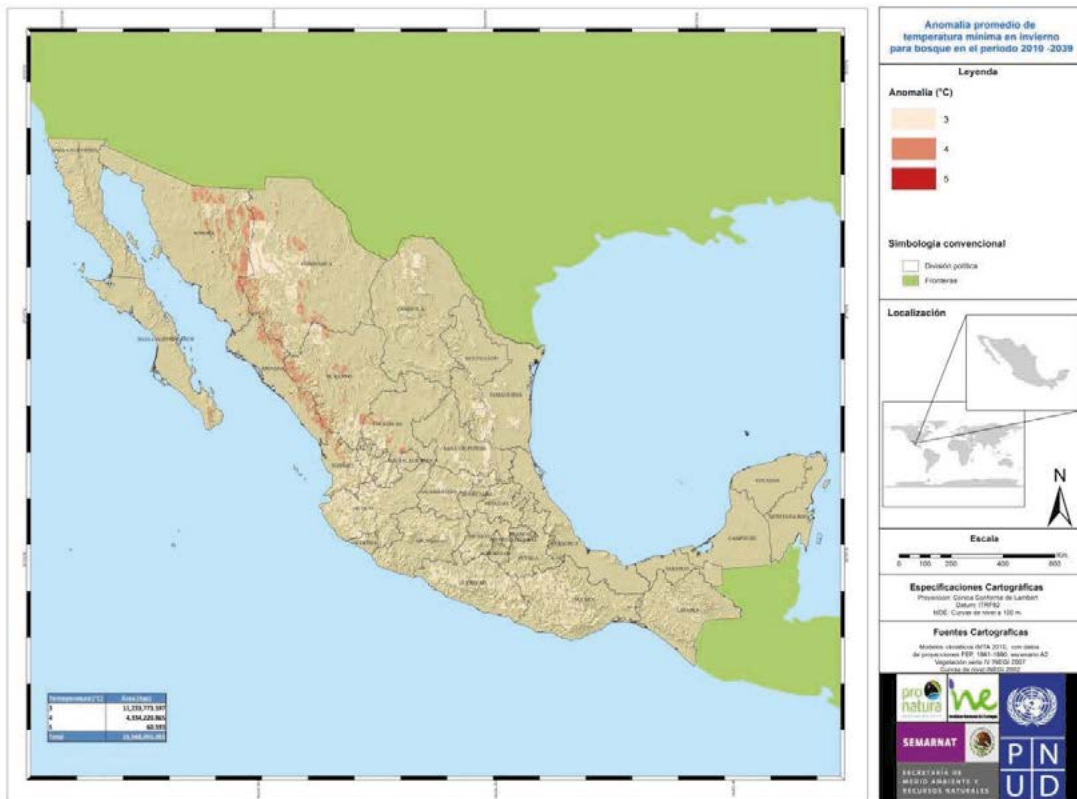


Figura 8. Anomalia promedio de la temperatura mínima en invierno para bosque en el periodo 2010-2039.

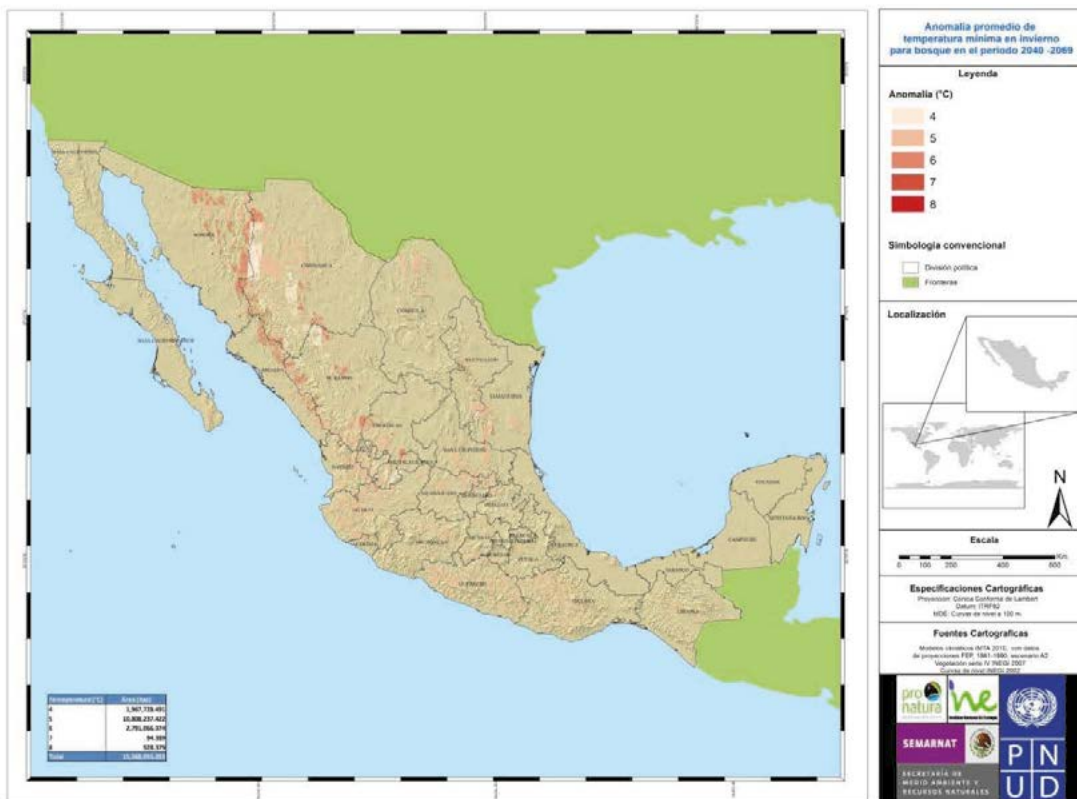


Figura 9. Anomalia promedio de la temperatura mínima en invierno para bosque en el periodo 2040-2069.

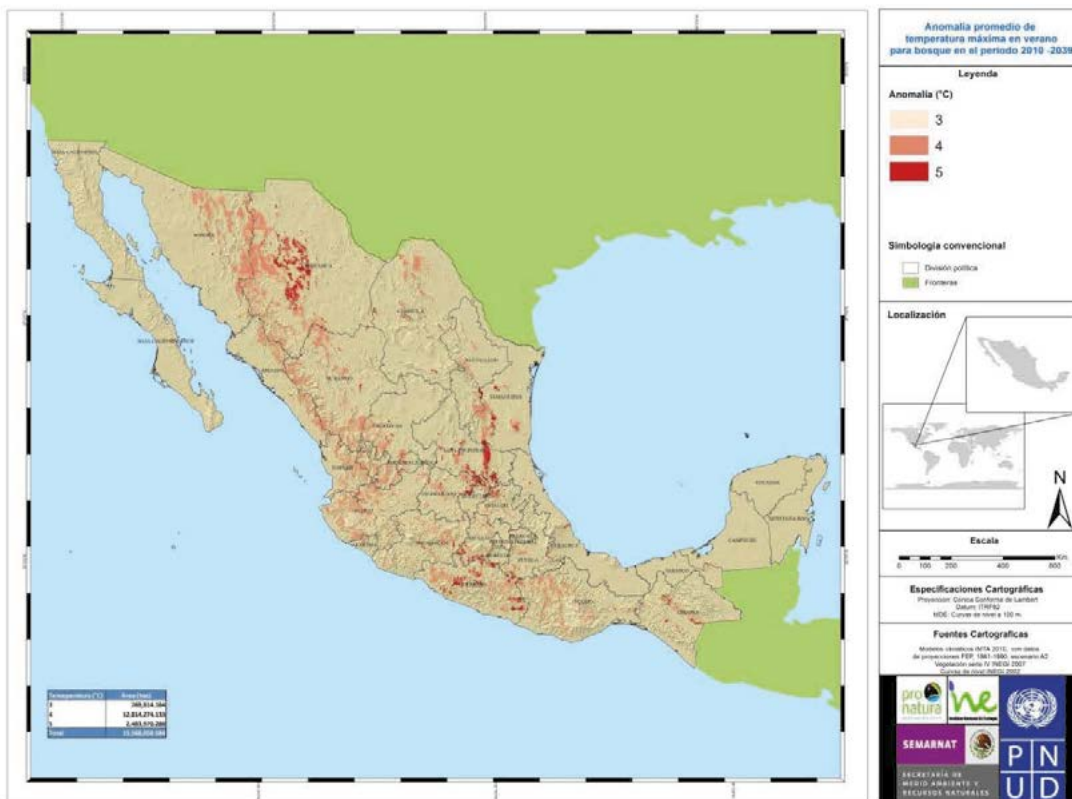


Figura 10. Anomalia promedio de la temperatura máxima en verano para bosque en el periodo 2010-2039.

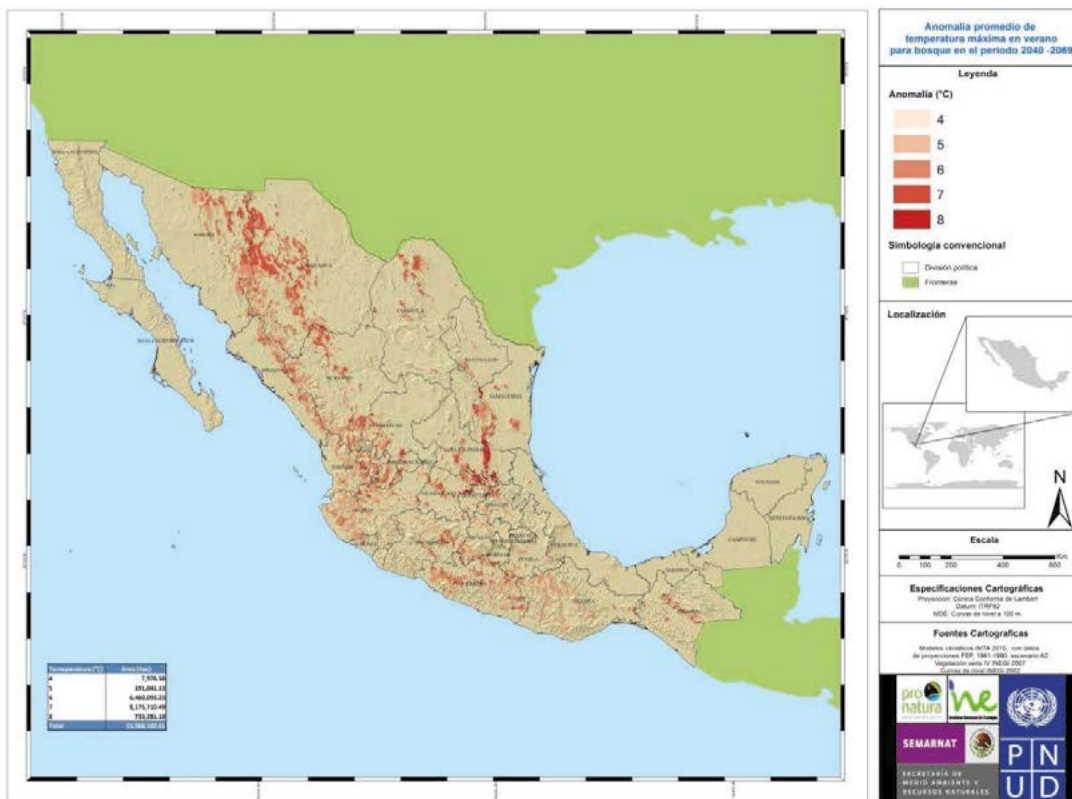


Figura 11. Anomalia promedio de la temperatura máxima en verano para bosque en el periodo 2040-2069.

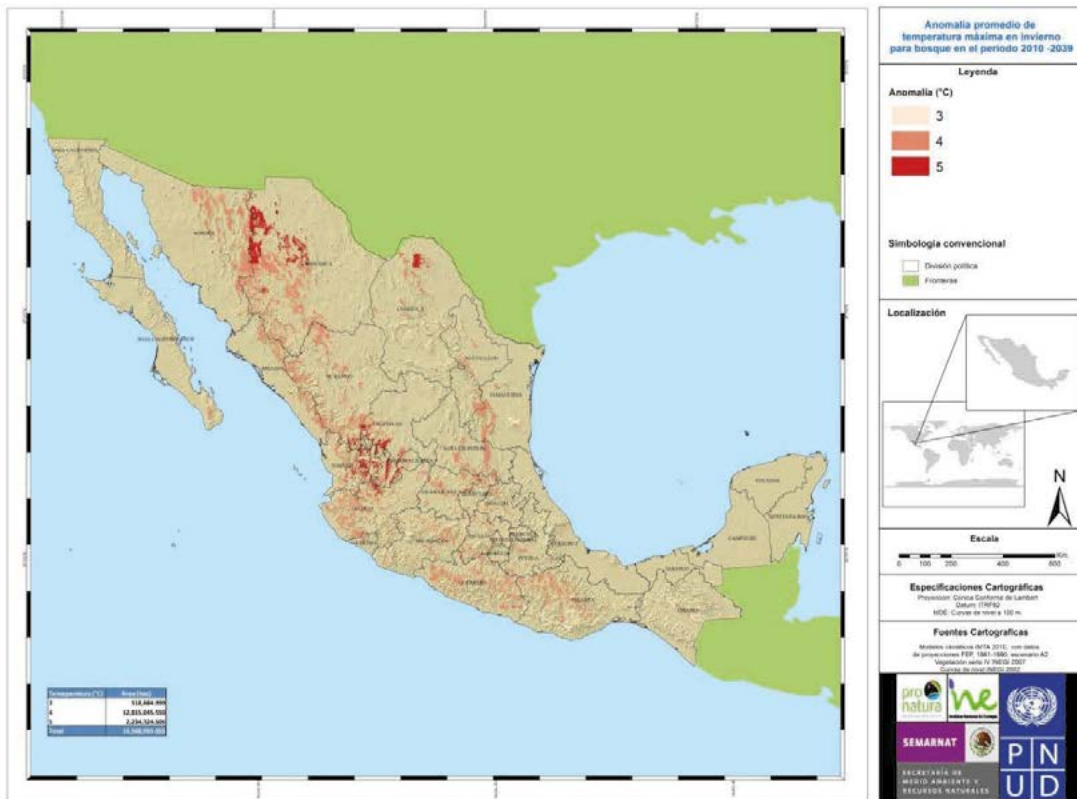


Figura 12. Anomalia promedio de la temperatura máxima en invierno para bosque en el periodo 2010-2039.

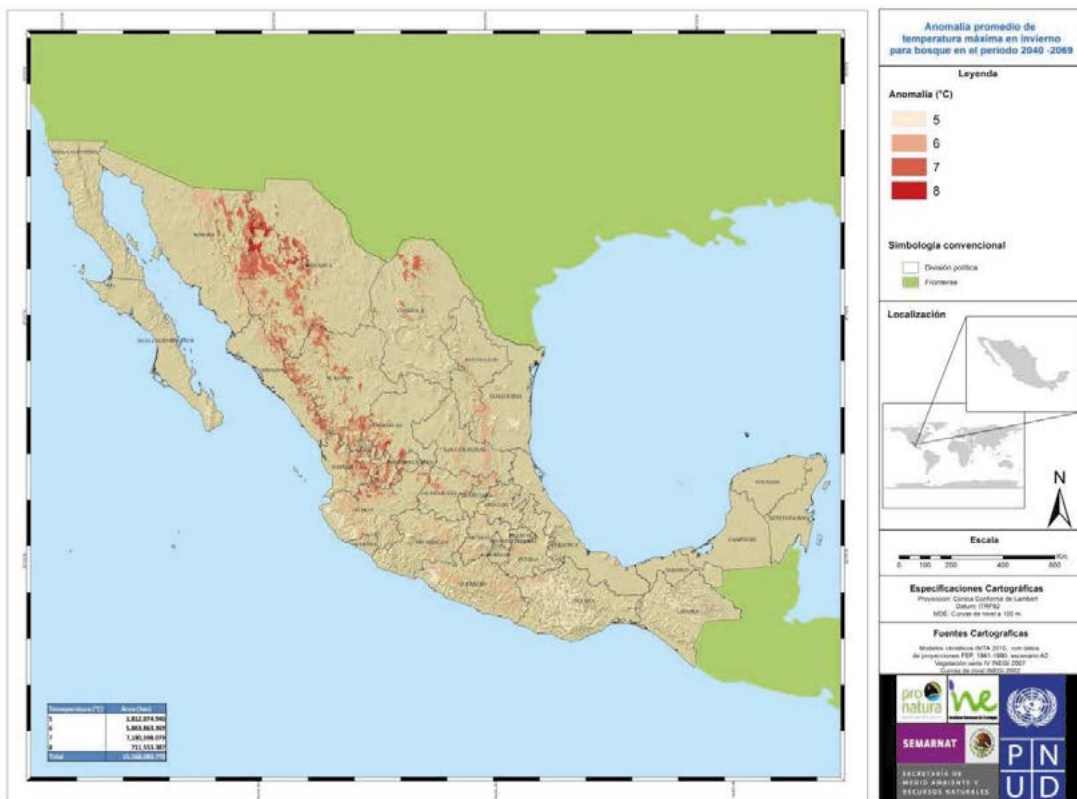


Figura 13. Anomalia promedio de la temperatura máxima en invierno para bosque en el periodo 2040-2069.

Discusión y conclusión

Vulnerabilidad del sector forestal

La vulnerabilidad del sector forestal frente al cambio climático depende de una serie de variables (Figura 14) que determinan la capacidad de los predios de absorber y adaptarse a las nuevas situaciones planteadas por el clima.

En particular, la cobertura forestal en nuestro país es sensible al cambio climático y se refiere al grado en que un ecosistema responde, positiva o negativamente, a cambios en los patrones climáticos.

En México, muchas regiones sufren de vulnerabilidad ante el cambio climático y la variabilidad del clima, que van desde riesgos de sequías a enfermedades transmitidas por diferentes vectores. La situación geográfica y las condiciones climáticas, orográficas e hidrológicas, entre otros factores, contribuyen a que nuestro país este expuesto a eventos hidrometeorológicos que pueden causar desastres y cuyos efectos se verán exacerbados por el cambio climático (Moreno y Urbina, 2008). Es probable que los ecosistemas y las especies muestren un amplio rango de vulnerabilidad ante el cambio climático, dependiendo de la exposición específica de cada uno y de los umbrales que se consideren críticos (Moreno y Urbina, 2008).

En el presente estudio podemos identificar que los cambios en la precipitación y temperatura que han dado lugar a procesos de especialización en las comunidades forestales, mantiene un equilibrio delicado y fino entre la distribución de dichas comunidades y que dicho equilibrio se puede romper facilitando la colonización de otras especies adaptadas a las condiciones climáticas y la desaparición de todas aquellas donde no se cuente con el tiempo necesario para la búsqueda de nuevos nichos. Esto se acentúa con los procesos de selección natural a niveles intraespecíficos y ahora debemos entender que habrá que desarrollar estrategias dirigidas para la reforestación, restauración y permanencia de ecosistemas, ya que en todos los casos las coberturas forestales aportan el soporte del ecosistema y sus servicios.

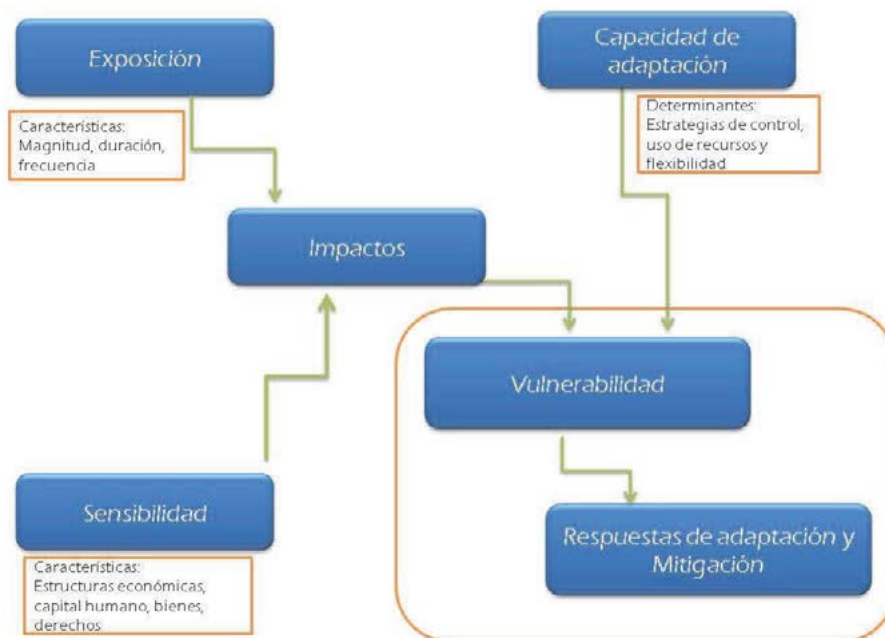


Figura 14. Componentes para la evaluación de la vulnerabilidad al cambio climático (Modificado de: Gbetibou y Ringler, 2009).



Bibliografía

- Aguado O. 2010. Distribución potencial de los bosques templados de Coahuila bajo los escenarios A2 y B2 generados por ECHAM 5 y HADGEM1. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Carter T. R., K. Alfsen, E. Barrow, B. Bass, X. Dai, P. Desanker, S. R. Gaffin, F. Giorgi, M. Hulme, M. Lal, L. J. Mata, L. O. Mearns, J. F. B. Mitchell, T. Morita, R. Moss, D. Murdiyarso, J. D. Pabon-Caicedo, J. Palutikof, M. L. Parry, C. Rosenzweig, B. Seguin, R. J. Scholes, P. H. Whetton. 2007. General Guidelines on the Use of Scenario Data for Climate Impact and Adaptation Assessment. Version 2. Prepared by T.R. Carter on behalf of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Task Group on Data and Scenario Support for Impact and Climate Assessment. 66 pp. Consultado en: http://www.ipccdata.org/guidelines/TGICA_guidance_sdciaa_v2_final.pdf Fecha de consulta: 11 de febrero de 2010.
- Gbetibouo G. A., C. Ringler. 2009. Mapping South African Farming Sector Vulnerability to Climate Change and Variability. International Food Policy Research Institute. IFPRI Discussion Paper 00885. August 2009.
- Gutiérrez J. M., M. R. Pons. 2006. Modelización numérica del cambio climático: bases científicas, incertidumbres y proyecciones para la Península Ibérica. *Revista de Cuaternario y Geomorfología* 20: 15-28.
- Harvey D., J. Gregory, M. Hoffert, A. Jain, M. Lal, R. Leemans, S. Raper, T. Wigley, J. De Wolde. 1997. Introducción a los modelos climáticos simples utilizados en el Segundo Informe de Evaluación del IPCC. *En*: Houghton J. T., L. Gylvan Meira Filho, D. J. Griggs, K. Maskell (eds). Contribución del Grupo de Trabajo 1 del IPCC. Inglaterra. 60 pp.
- Hernández G. 2001. Problemática y uso potencial de los recursos vegetales de la zona carbonífera, de Coahuila. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras: Colegio de Geografía, UNAM, México. 72 pp.
- IMTA. 2011. Manual del sistema Sedepcc v 1.0. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Subcoordinación de Hidrometeorología. Consultado en: <http://galileo.imta.mx/aplisedepcc.php>.
- INEGI. 2007. Carta de uso de suelo y vegetación Serie IV. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- IPCC. 2007. AR4 WG 1 Capítulo 1. 113 pp.
- Magaña V., C. Conde, O. Sánchez, C. Gay. 2000. Evaluación de escenarios regionales de clima actual y de cambio climático futuro para México. *En*: Gay C. (comp). México, una visión hacia el siglo XXI. El cambio climático en México.
- Moreno-Sánchez A. R., J. Urbina-Soria. 2008. Impactos sociales del cambio climático en México. INE-PNUD, México.
- Pasini A. 2005. From observation to simulations: a conceptual introduction to weather and climate modeling. World Scientific Publishing. USA. 201 pp.
- Randall D. A., R. A. Wood, S. Bony, R. Colman, T. Fichefet, J. Fyfe, V. Kattsov, A. Pitman, J. Shukla, J. Srinivasan, R. J. Stouffer, A. Sumi, K. E. Taylor. 2007. Climate Models and Their Evaluation. *In*: Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller (eds). Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. USA. pp. 589-662.
- Rummukainen M. 2010. State-of-the-art with regional climate models. *WIREs Climate Change* 1:82-96.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. 1ª Ed. Limusa Noriega Editores. México, D.F. 432 pp.
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ª Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sánchez-González A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques* 14:107-120.
- Schoof J. T., D. W. Shin, S. Cocke, T. E. La Row, Y. K. Lim, J. J. O'Brien. 2009. Dynamically and statistically downscaled seasonal temperature and precipitation hindcast ensembles for the southeastern USA. *International Journal of Climatology* 29:243-257.
- Tejada-Martínez A., C. Conde, L. Conde, T. García, M. E. Guadarrama, A. Gutiérrez, E. López, V. Magaña, C. A. Ochoa, G. V. Salas, S. Salazar, C. M. Welsh. 2008. Guía para la elaboración de programas estatales de acción ante el cambio climático. INE, Universidad Veracruzana, CCA. México. 83 pp.

4

Atmósfera





4.1 Emisiones de carbono de quemas controladas en relación a cargas de combustibles en ecosistemas forestales

Flores-Garnica José G.¹ y Hao-WeiMin²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Parque Los Colomos S/N, Col. Providencia, C.P. 44660, Guadalajara, Jalisco, México. Autor para correspondencia: flores.german@inifap.gob.mx

²RMRS Fire, Fuel, and Smoke Science Program Charter, C.P. 5775 W US Highway 10, Missoula MT

Resumen

A pesar de los efectos atmosféricos adversos de los incendios forestales, México cuenta con pocas investigaciones sobre la calidad y cantidad de sus emisiones de carbono. De acuerdo a esto se implementó el presente proyecto, el cual divide al país en tres grandes regiones: 1) Semiárida Norte-2005; 2) Templada Centro-2006; y 3) Tropical Sur-2007. La importancia de este trabajo radica en conocer la cantidad de carbono que los diferentes tipos de biomasa emiten al aire como un efecto de las quemas e incendios. Los componentes de emisión, así como los factores de emisiones de carbono fueron determinados con base a mediciones hechas a través de sensores especiales. Los cuales analizan la cantidad y calidad de humo generado por los diferentes tipos de vegetación. Así mismo se tomaron muestras de humo a varias alturas de la columna generada por el fuego, para lo cual se usa una avioneta. Se efectuó el muestreo de material inflamable y la aplicación de la quema controlada en 20 sitios, correspondientes a flora de pino, pino-encino, matorral y pastizal. Los resultados mostraron diferencias considerables en las emisiones de carbono bajo ciertas condiciones de vegetación. Aunque esto va relacionado a las características ambientales, principalmente la humedad del aire y de los combustibles. Esta, a la vez, propicia un comportamiento del fuego diferente, que va desde avance muy rápido $> 10 \text{ m/min}^{-1}$ (pastizales), hasta avance lento 5 m/min^{-1} (matorrales). Los resultados aportan información de las emisiones de biomasa quemada en diferentes condiciones de vegetación en México, como apoyo a una política efectiva para el manejo de carbono.

Palabras clave: componente de emisión, contaminación, humo, incendios forestales.

Abstract

Despite adverse atmospheric effects of forest fires, Mexico has developed very few research works on the quality and quantity of carbon emissions produced by such fires. Accordingly this project was implemented, in which the country is divided into three major regions: 1) Semi-Arid North-2005; 2) Temperate-Central-2006; and 3) Tropical-South-2007. The importance of this work was to determine the amount of carbon that different types of biomass emitted into the air as an effect of prescribed burning. Emission components, as well as carbon emission factors were determined based on measurements made by special sensors. Such sensors analyze the quality and quantity of smoke generated by the different types of vegetation. Likewise, using an aircraft, smoke was sampled at various heights in the column generated by the fire. We sampled the flammable material (forest fuels) in 20 sites (corresponding to pine forest, pine-oak forest, scrub and grassland), after that prescribed burns were applied. The results showed considerable differences in carbon emissions under certain conditions of vegetation. This was related to the diversity of environmental characteristics, mainly relative humidity and fuel's humidity. This, at the same time, encourages a different fire behavior, ranging from rapidly advancing ($>10\text{m/min}^{-1}$ [grassland]), to a slow advancing (5 m/min^{-1} [scrub]). The

results provide information of biomass burning carbon emissions in different vegetation conditions in Mexico, which can be used to support of an effective policy for handling carbon emissions.

Key words: components of emissions, pollution, smoke, forest fires.

Introducción

Los incendios forestales se consideran uno de los principales agentes que aportan gran cantidad de contaminantes a la atmósfera. La biomasa que se quema en estas igniciones es una importante fuente de muchos gases tipo invernadero y rastros de otros foto-químicamente reactivos. Aunque se ha conducido un considerable número de investigaciones para entender la emisión de estos componentes y las partículas tipo aerosol que son liberadas de las quemaduras de biomasa en terrenos agrícolas, existen datos limitados de la extensión espacial y temporal de los incendios de en las áreas forestales y su asociación con la emisión de los gases (Guenther *et al.*, 1995). Al respecto, en México no se cuenta con este tipo de información, o ha sido poco documentada. Además, debe considerarse la gran cantidad de condiciones de vegetación que se presentan en todo el territorio nacional, lo cual hace más complicado acceder a esta pesquisa.

Con el propósito de generar información sobre la cantidad y calidad de gases que son liberados a la atmósfera por los incendios forestales, actualmente se lleva a cabo un proyecto internacional donde se pretende estimar variabilidad temporal de CO₂, CO y CH₄. Este propósito se desarrolla con el Servicio Forestal de Estados Unidos (Rocky Mountain Research Station Fire Sciences Lab), el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), financiado en parte por la National Aeronautics and Space Administration (NASA) a través del Programa de Carbón en Norteamérica. La duración de este estudio, en territorio mexicano, fue del 2005 al 2007, y se ha dividido en tres grandes regiones: 1) Norte - 2005; 2) Centro - 2006, y 3) Sur - 2007. La importancia del proyecto radica en conocer la cantidad de carbono emitido a la atmósfera a consecuencia de la quema de diferentes tipos de biomasa. Desde luego, esto contribuye al calentamiento global, a cambios en los microclimas y en los indicadores de contaminación a nivel continental. No obstante, la información es esencial para cuantificar el potencial de carbono terrestre en Norteamérica y los ciclos bioquímicos de estos gases. Por lo tanto, se propuso desarrollar un inventario de emisiones de CO₂, CO, y CH₄ de biomasa quemada en Estados Unidos, Canadá y México, con una resolución de 1 x 1 km. En este proyecto se tuvieron los siguientes objetivos: a) Estimaciones diarias, semanales, temporales e interanuales de emisiones de CO, CO₂, y CH₄ a partir de incendios de biomasa en Norteamérica, con una resolución de 1 x 1 km; b) Experimentos de quema de biomasa en México para medir las emisiones de CO, CO₂, y CH₄ de 30 igniciones experimentales y 10 incendios naturales en ecosistemas semiáridos, templados y tropicales; c) Comparaciones entre las emisiones de CO, CO₂, y CH₄ de diferentes tipos de biomasa quemada con las manifestaciones de la combustión; y d) Elaborar mapas de carga de combustible para México. El INIFAP, como contraparte mexicana en este diseño, se hizo cargo de evaluar las cargas de combustibles y el comportamiento del fuego bajo diferentes condiciones ambientales. En este documento se presentan algunos de los aspectos más relevantes del proyecto, así como algunos resultados importantes de la región norte del México (2005).

Materiales y métodos

Durante el 2005 el INIFAP realizó una serie de quemas controladas, con el propósito de evaluar la cantidad y calidad de humo generado. Estas quemas se llevaron a cabo bajo diferentes condiciones de vegetación, considerando que cada una de estas propicia diferencias en las emisiones de gases. Las combustiones se realizaron en los estados de Chihuahua y Nuevo León, en diferentes coberturas de vegetación: pino, encino, pino-encino, pastizal y matorral. Los experimentos fueron realizados en el mes de abril y durante 3 días para cada sitio. El primer día se dedicó a caracterizar la vegetación y muestrear combustible, en el segundo se llevó a cabo la quema controlada y se registraron la velocidad de propagación del fuego así como la altura de las llamas, el tercer y último plazo se volvieron a muestrear para definir la cantidad del material quemado en los sitios de consumo.

Las quemas controladas se hicieron en parcelas con una superficie aproximada de 2 hectáreas. El método de ignición utilizado fue antorcha de goteo. La técnica de encendido utilizada fue de franjas en retroceso, quemando en contra de viento y pendiente, específicamente teniendo como prescripción la reducción de material combustible. Los eventos se efectuaron a temprana hora del día, con humedad relativa alta. Se tomaron las medidas de seguridad pertinentes, como son brecha cortafuego y establecimiento de un plan de contingencia.

Con el fin de lograr la estimación en la variabilidad de las emisiones de carbono de biomasa quemada, se realizaron muestreos en campo, tanto de la emisión como de los combustibles. El muestreo de combustibles, tales como humus, hojarasca, vegetación herbácea, arbustos, pequeñas coníferas y material leñoso tirado se llevó a cabo de acuerdo con tecnologías específicas (Flores y Omi, 2003). También se hicieron evaluaciones y muestreos de las emisiones de CO_2 , CO y CH_4 . Esto fue posible por el equipo del Servicio Forestal de Estados Unidos, para lo cual se instalaron en los sitios torres con sensores láser (Figura 1). Para el monitoreo desde el aire en las quemas controladas y en algunos incendios forestales, presentados en las mismas fechas, se realizaron los muestreos con un avión Cessna.



Figura 1. Torre donde se ubicaron los sensores láser en la evaluación de la calidad de humo, y vuelo del avión Cessna que se usó para capturar muestras de humo a diferentes alturas.

Resultados y discusión

La liberación de gases a la atmósfera, debido a la quema de biomasa forestal, depende de varios factores, aunque también estriba en que tan rápido se quemó este combustible. Es por esto que se evaluó el comportamiento del fuego en cada una de las combustiones, donde se determinó tanto la velocidad de propagación del fuego, como la altura de la llama. Esta evolución del comportamiento de la lumbre es uno de los primeros resultados en este proyecto. Lo cual es importante para conocer que tan rápido se arde cierta área, bajo una condición de vegetación específica, así como para conocer cuál es su nivel potencial de intensidad de calor a través la altura. Se observó que el promedio de las velocidades de propagación (VP) observadas durante las quemas fueron bajas (Cuadro 1), debido a que se contó con humedades relativas (HR) mayores del 48% y velocidades del viento (VV) menores de 5.5 km hr⁻¹.

Cuadro 1. Velocidad de propagación del fuego bajo diferentes condiciones ambientales

TIPO DE BIOMASA	HUMEDAD RELATIVA (%)	VELOCIDAD DEL VIENTO (km hr ⁻¹)	VELOCIDAD DEL FUEGO (m min ⁻¹)
PINO – ENCINO	66	2.5	2.25
MATORRAL	67	5.2	4.83
PINO-A	57	4	0.79
PASTIZAL-A	93	1.7	0.40
PINO-B	48	3.6	3.81
PASTIZAL-B	72	5.2	3.74

Como se observa, la velocidad de propagación del fuego fue más bien lenta. Lo cual se explica por el alto porcentaje de humedad relativa en el ambiente, que, a su vez, determina la humedad de los combustibles. De acuerdo a esto se tiene que la combustión de la biomasa en estas condiciones generara una alta cantidad de humo. El cual es formado en gran parte por el vapor liberado de los combustibles. Cuando la humedad relativa fue menor, como en el caso de PINO B (48%), se observó un aumento en la velocidad de propagación. Es importante señalar que las quemas se hicieron de tipo retroceso, es decir en contra de la dirección del viento. Por lo que a pesar de que la velocidad del viento fue una de las mayores, la velocidad de propagación en la condición PINO-B fue alta. Por el contrario, la condición de matorral fue el caso extremo, ya que a pesar de tener alta humedad relativa y velocidad del viento en contra de 5.2 km hr⁻¹, se alcanzó una rapidez en propagación de 4.83 m min⁻¹.

En un incendio forestal, además de la velocidad de propagación, es importante estimar la altura de llama, la cual es un indicador indirecto de la intensidad de calor, ya que a mayor altura mayor calor. Otra característica de la flama es su longitud, la cual se ve influenciada por la pendiente y el viento. El promedio de las alturas de llama (ALL) y longitudes de llama (LLL) observadas (Cuadro 2) vario de los 0.47 a 3.55 m. dependiendo el tipo de vegetación donde se realizó la quema (continuidad de combustible).

Finalmente se han hecho algunas evaluaciones de los componentes de emisión generados por las quemas controladas. El Cuadro 3 muestra las cantidades de CO, CO₂ y CH₄ que resultaron en tres condiciones de biomasa. En cuanto a CO la condición donde se combina el pino y pasto es donde se generó una mayor cantidad (media = 69.38 ppm), mientras que el pasto por si solo produjo en promedio 11.0 ppm. Referente a CO₂ se tienen el mismo orden entre pino-pasto y pasto, lo mismo que para el caso de CH₄. La condición de pino solo resulto en cantidades más o menos intermedias entre las condiciones de pino-pasto y pasto.

Cuadro 2. Longitud (LLL) y altura de llama (ALL) promedios en los tipos de vegetación

TIPO DE VEGETACIÓN	LLL (m)	ALL (m)
PINO-ENCINO	2.44	2.04
MATORRAL	3.55	3.13
PINO-A	0.74	0.47
PASTIZAL-A	0.93	0.55
PINO-B	3.06	2.41
PASTIZAL-B	2.97	2.56

Cuadro 3. Estadísticos sobre emisión de tres gases al quemar biomasa en tres condiciones de vegetación

COMPONENTE DE EMISIÓN (ppm)	PINO			PINO - PASTO			PASTO		
	MEDIA	RANGO	n	MEDIA	RANGO	n	MEDIA	RANGO	n
CO ₂	405.46	77.13 - 860.74	9	888.9	312.36 - 2110.37	6	181.12	4.79 - 301.14	4
CO	46.35	4.87 - 102.28	9	69.38	34.89 - 147.21	6	11.00	1.21 - 20.51	4
CH ₄	3.42	0.27 - 7.21	9	5.11	3.09 - 9.85	6	0.52	0.18 - 0.90	4
FACTOR DE EMISIÓN (g kg ⁻¹)	PINO			PINO - PASTO			PASTO		
FECO ₂	1614.68	1469.38 - 1733.64	9	1649.88	1605.79 - 1709.83	6	1622.49	1396.32 - 1710.37	4
FECO	106.33	55.55 - 173.24	9	92.29	64.37 - 114.04	6	105.04	49.62 - 224.05	4
FECH ₄	4.60	2.18 - 7.56	9	4.32	2.31 - 5.77	6	6.14	1.26 - 19.60	4

De las observaciones de campo se tiene que, cuando hay cambios de dirección de viento y existe un aumento no muy significativo en la VV (de 2 a 3 km hr⁻¹), la VP aumenta produciendo alturas de llama de 3 a 5 m. Esto ayuda a desecar el follaje del estrato arbóreo. El factor de emisión es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera y la cantidad de biomasa quemada (Préndez *et al.*, 2004). En este caso los valores obtenidos por cada uno de los gases, en relación a las tres condiciones de vegetación, fueron muy similares. No obstante, el rango de variación es más amplio para la condición de pasto, 314 g kg⁻¹.

Conclusiones

Las cifras que se muestran son similares a los resultados generados en otros proyectos. La perspectiva de contar con información sobre la cantidad y calidad de gases que puede liberar cierto ecosistema forestal, ayudara a estimar la aportación de estos en el fenómeno de calentamiento global (Wotton y Flannigan, 1993). Actualmente no se tiene mucha información al respecto, específicamente a nivel de nacional, por lo que este estudio contribuye a generar datos muy valiosos. Además se continuará este proyecto enfocado a ecosistemas forestales de las regiones tropicales. Una vez que se cuente con esta información se podrá estimar, con base al tamaño de la superficie quemada y al tipo de biomasa carbonizada, la cantidad y proporción de gases (CO, CO₂ y CH₄) que se desprenden a la atmósfera (Sabillón y Cremades, 2001). De esta forma podrán definirse más adecuadamente las estrategias de captura de carbono. Así mismo, esta información podrá apoyar la declaración de situaciones críticas, en las que se obliguen a actividades de contingencia. Como serían la suspensión de actividades de ciertas fábricas, o la reducción temporal de los vehículos que circulan. Es claro que para esto deberá integrarse un análisis de propagación de la nube de humo, donde se establezca

potencialmente (Ward *et al.*, 1991): a) velocidad de propagación; b) dirección de propagación; c) forma de la nube, y d) grosor de la nube. La tendencia de este tipo de estudios es hacer evaluaciones en la mayor parte de condiciones ambientales que se definen en la diversidad de ecosistemas forestales del país. Lo cual resulta un trabajo muy amplio para una sola institución. Por lo que se recomienda trabajar de forma interinstitucional.

Bibliografía

- Flores G., J. G., P. N. Omi. 2003. Mapping forest fuels for spatial fire behavior simulations using geomatic strategies. *Agrociencia* 37: 65-72.
- Guenther A., C. N. Hewitt, D. Erickson, R. Fall, G. Geron, T. Graedel, P. Harley, L. Klinger, M. Lerdau, W. A. McKay, T. Pierce, B. Scholes, R. Steinbreker, R. Tallamraju, J. Taylor, P. Zimmerman. 1995. A Global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of Geophysical Research*. 100:8873-8892.
- Préndez M., L. Valle, H. Peralta. 2004. Caracterización preliminar de compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico en especies arbóreas de la comuna de La Reina. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Publ. Misc. 581-104 pp.
- Sabillón D., L. V. Cremades. 2001. Diurnal and seasonal variation of monoterpene emission rates for two typical mediterranean species (*Pinus pinea* and *Quercus ilex*) from Field Measurements-Relationship With Temperature and PAR, *Atmospheric Environment* 35:4419-4431.
- Ward D. E., A. W. Setzer, Y. J. Kaufman, R. A. Rasmussen. 1991. Characteristics of smoke emissions from biomass fires of the Amazon Region BASE-A Experiment. *In: Global Biomass Burning Atmospheric, Climate, and Biospheric Implication*. J. S. Levine (eds). Mit Press, Cambridge, M. A. pp. 394-402.
- Wotton B. M., M. D. F. Flannigan. 1993. Length of the season in a changing climate. *Forestry Chronicle* 69:187-192.



4.2 Incendios forestales, carbono negro y carbono orgánico en México: 2000 – 2012

Cruz-Núñez Xochitl¹; Villers-Ruiz Lourdes¹ y Gay-García Carlos¹

¹Centro de Ciencias de la Atmósfera, Circuito de la Investigación Científica s/n Ciudad Universitaria, C.P. 04510, México D.F.
Autor para correspondencia: xcruz@unam.mx

Resumen

En México se registran al año cerca 7650 incendios forestales con una afectación de 263 115 hectáreas. Los incendios forestales generan, además del impacto en la degradación del suelo, deforestación y daño a los ecosistemas, emisiones tóxicas al ambiente entre las que se encuentran el ácido cianhídrico, el carbono negro y el carbono orgánico, entre otros. Se presenta un breve análisis de los incendios forestales en México y una estimación de las emisiones de carbono negro y carbono orgánico generadas por dichos incendios. Los resultados arrojan un promedio de emisiones de 6730 ton año⁻¹ de carbono negro y 67 705 ton año⁻¹ de carbono orgánico que se incrementa sucesivamente. El análisis demuestra que en los últimos años a) los incendios afectan cada vez una mayor superficie por incendio y b) que el suelo más afectado por los incendios es de tipo pastizal y matorral. Un adecuado control de los incendios forestales permitiría evitar, al reducir las emisiones de carbono negro, 33 648 Gg CO₂ equivalentes anuales. Además, entre los co-beneficios de la mitigación se encuentran la mejoría de la calidad del aire, la conservación de los ecosistemas y el uso de suelo y una mejor visibilidad. Mitigar las emisiones de carbono orgánico, que son diez veces mayores que las emisiones de carbono negro, permitiría además evitar la morbilidad y mortalidad por los impactos de los tóxicos orgánicos en el ambiente.

Palabras clave: carbono negro, carbono orgánico, incendios forestales, mitigación.

Introducción

Los incendios forestales son eventos de quema de biomasa. Los incendios forestales deterioran la calidad del aire y la visibilidad, causan problemas de salud y destruyen la vegetación y, muchas veces, ecosistemas enteros. En los incendios forestales se emiten emisiones tóxicas al ambiente como ácido cianhídrico, carbono orgánico y carbono negro (Yokelson *et al.*, 2007), entre otros.

El carbono negro es un conglomerado de aproximadamente 0.1 a 0.5 µg de diferentes compuestos y se produce por la combustión incompleta ya sea de combustibles fósiles como petróleo, diesel o combustóleo o de biomasa como la madera y el carbono, entre otros. El carbono negro está constituido por un núcleo de carbono elemental rodeado de compuestos orgánicos volátiles en fase gaseosa y líquida. El carbono negro cambia su estructura y composición a medida que envejece por lo que cambian también sus propiedades ópticas (IPCC, 2007). Debido a la compleja naturaleza de sus componentes, a las propiedades climáticas y ambientales (por ejemplo, la presencia de humedad), a las características físicas (si se encuentra a nivel de superficie o arriba de la atmósfera) y sus componentes ambientales y al tipo de fuentes de emisión es que el forzamiento climático del carbono negro cambia así como su vida media.

El potencial de calentamiento global del carbono negro se encuentra estimado hasta en 5 mil veces el del dióxido de carbono (EPA, 2012) colocándolo como el segundo o tercer conductor del cambio climático después del dióxido de carbono, a escala global (Bachmann, 2009). Las principales fuentes de emisión del carbono negro se encuentran en el sector transporte, principalmente los vehículos que

quema diesel (Bond *et al.*, 2004; Woodcock *et al.*, 2009), y en la quema de biomasa, principalmente en las cocinas rurales de los países en desarrollo (Wilkinson *et al.*, 2009; Ruiz-Mercado *et al.*, 2011).

En este trabajo se hace una estimación de las emisiones de carbono negro y carbono orgánico de los incendios forestales desde el año 2000 al 2012 con el fin de conocer la magnitud de equivalente del dióxido de carbono y poder estimar los beneficios de su mitigación.

Materiales y métodos

Las emisiones de carbono negro y orgánico se estiman de acuerdo con la conocida relación 1. En términos de Wiedinmyer *et al.* (2010),

$$E_i = A(x, t) * B(x) * FB * EF_i \quad (1)$$

donde la emisión de la especie i (E_i , mass of i emitted) es igual al área quemada en el tiempo t en la localidad x [$A(x, t)$] multiplicada por la carga de biomasa en la localidad x [$B(x)$], por la fracción de esa biomasa que se quema en el incendio (FB), por el factor de emisión de la especie i (EF_i). Todos los términos están en base seca (Wiedinmyer *et al.*, 2010).

Los datos de actividad tales como el número de incendios forestales, la superficie afectada, el tipo de masa quemada y la localidad para los años 2000 a 2012 se obtuvieron de los datos publicados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2012). Los factores de emisión, la carga de masa y la eficiencia de combustión se obtuvieron de Akagi *et al.* (2010). Se estimaron las emisiones en una base anual de 2000 a 2012.

Resultados y discusión

Los datos de actividad obtenidos de CONAFOR se muestran en la Figura 1. Los puntos corresponden al número de incendios por estado por año contra la afectación por superficie. Se observa una correlación lineal con un modelo logarítmico.

Se encontró, asimismo, que la cobertura superficial más afectada por los incendios forestales es la de pastizales y matorrales, como se muestra en la Figura 2.

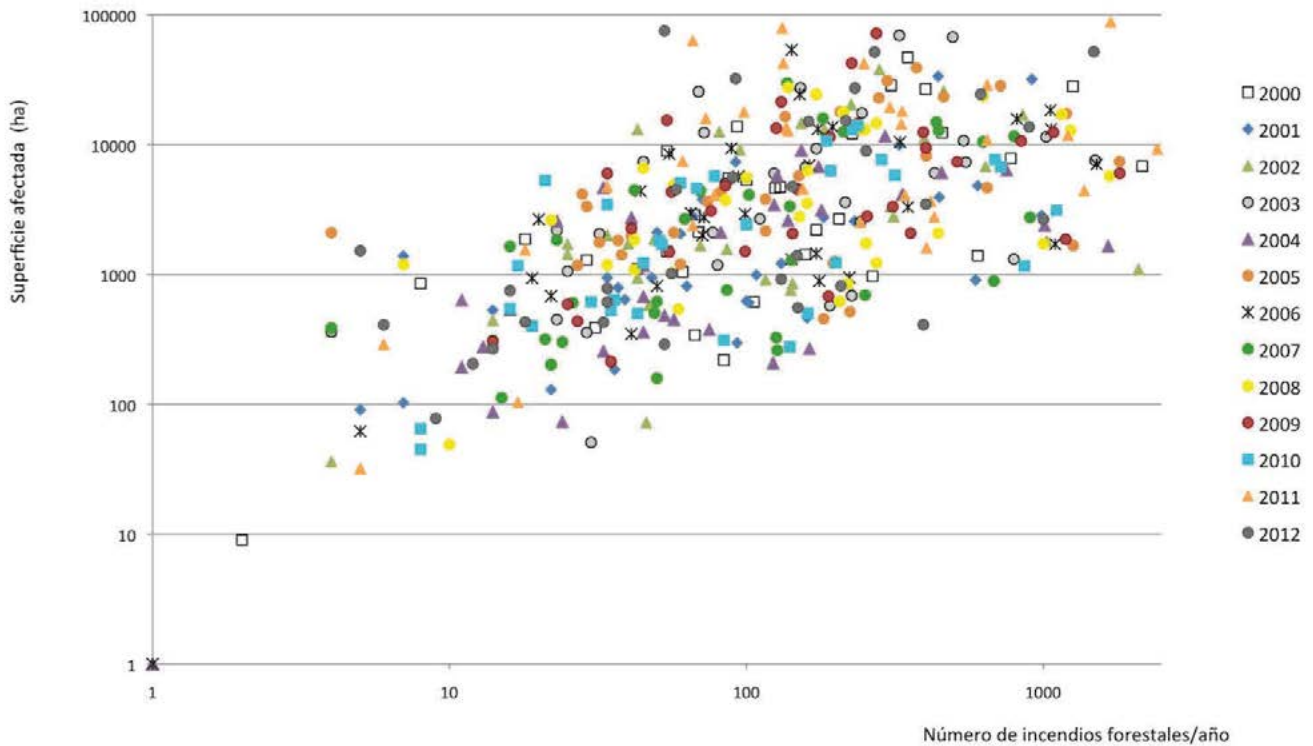


Figura 1. Relación entre el número de incendios forestales y superficie afectada. Para cada año existen 32 puntos correspondientes a cada estado de la República Mexicana. Hay una ligera correlación lineal para el modelo logarítmico de las variables.

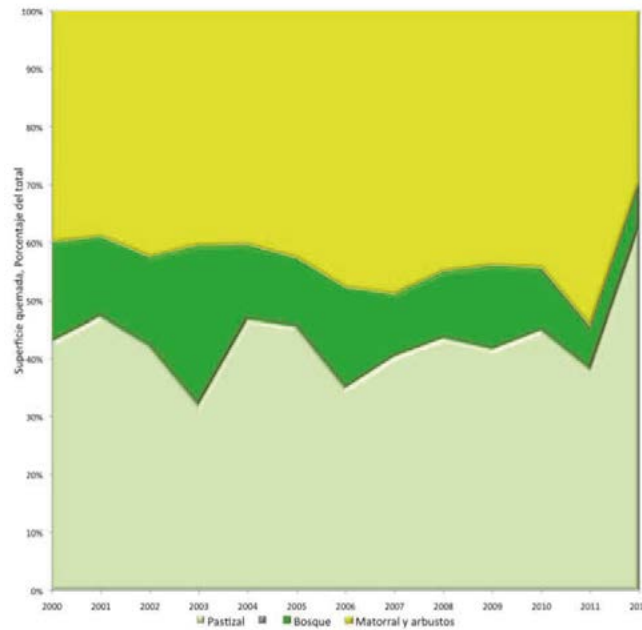


Figura 2. Relación entre el número de incendios forestales y superficie afectada. Para cada año existen 32 puntos correspondientes a cada estado de la República Mexicana. Hay una ligera correlación lineal para el modelo logarítmico de las variables.

Las emisiones de carbono negro y carbono orgánico estimadas para los años 2010 a 2012 se presentan en el Cuadro 1. La relación de emisiones de carbono negro a carbono orgánico varía de acuerdo al combustible que se quema, a la eficiencia de combustión y al grado de control de las emisiones. Cuando se queman combustibles fósiles como petróleo, diesel o carbón se obtiene una relación alta de carbono negro a carbono orgánico. Por el contrario, si se quema biomasa como madera la relación se invierte y se genera una mayor cantidad de carbono orgánico (EPA, 2012). En este caso la relación de carbono orgánico a carbono negro es cercana a 10.

Cuadro 1. Emisiones de carbono negro y carbono orgánico para los años 2010 – 2012

Año	Emisiones de carbono negro (Mg/año ⁻¹)	Emisiones de carbono orgánico (Mg/año ⁻¹)
2010	2308	23 020
2011	19 098	183 944
2012	7109	71 622

Asimismo, la distribución temporal de emisiones para el año 2011 en el que el estado de Coahuila fue sujeto de una gran afectación por una serie de incendios forestales se presenta en la Figura 3.

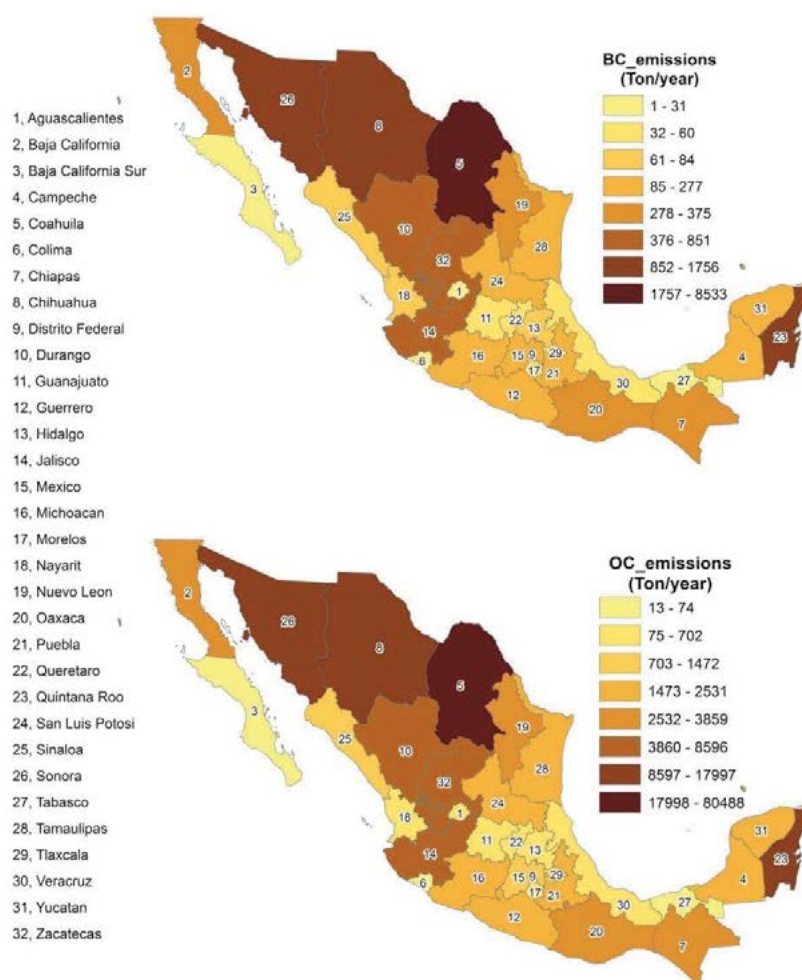


Figura 3. Distribución espacial de las emisiones de carbono negro y carbono orgánico por los incendios forestales, 2011.



El estado de Coahuila es la entidad política con las mayores emisiones de carbono orgánico y negro debido a la mayor cantidad de incendios hasta la fecha registrada. La zona norte de la República presenta la mayor cantidad de emisiones debidas a los incendios forestales, principalmente en los estados de Coahuila, Chihuahua, Sonora, Durango y Zacatecas, que tienen grandes extensiones áridas y semiáridas en las que los biomas predominantes son los matorrales y pastizales. Mayer y Kahlyani (2011), encontraron que la frecuencia de incendios forestales es mayor en los pastizales, seguida de las regiones áridas y semiáridas. Esta distribución es consistente con nuestros hallazgos.

Además de la frecuencia de los incendios en el norte del país existe una zona en el sureste en la que los incendios forestales tienen una fuerte incidencia. Esta zona ha sido fuertemente deforestada en los últimos años por causas humanas asociadas al cambio de uso de suelo para actividades ganaderas y agrícolas. Oaxaca y Quintana Roo son los estados más afectados por estos incendios.

Las emisiones de carbono negro y carbono orgánico estimadas para 2012 fueron de 7109 toneladas métricas. Asumiendo un potencial de calentamiento global de (GWP) para carbono negro de 2500 en un horizonte a 20 años (valor obtenido de promediar los valores de Bond y Sun, 2005; Berntsen *et al.*; 2006; Reddy y Boucher, 2007; Naik *et al.*, 2007; Koch *et al.*, 2007) estas emisiones son equivalentes a 17.8 M ton^{-1} de CO_2 eq. y corresponden a 36 000 por ciento las emisiones que México estimó se reducirían debido a las medidas de mitigación de incendios forestales en 2012 (CICC, 2009).

Conclusiones

Se estimaron las emisiones de carbono negro y carbono orgánico debidas a los incendios forestales en el país de 2000 a 2012. Los resultados muestran que las emisiones equivalentes son de tal magnitud que una efectiva mitigación en este sector rebasaría en 36 mil por ciento las emisiones comprometidas por México en su Programa Especial de Cambio Climático.

Agradecimientos

A Bertha Eugenia Mar Morales en la realización de la Figura 3.

Bibliografía

- Akagi S. K., R. J. Yokelson, C. Wiedinmeyer, M. J. Alvarado, J. S. Reid, T. Karl, J. D. Crouse, P. O. Wennberg. 2010. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmospheric Chemistry and Physics Discuss* 10:27532-27602.
- Bachmann J. 2009. *Black Carbon: A Science/Policy Primer*, Vision Air Consulting, LLC to the Pew Center on Global Climate Change. Arlington, VA, USA. 45 pp.
- Berntsen T., J. Fuglestvedt, G. Myhre, F. Stordal, T. F. Berglen. 2006. Abatement of greenhouse gases: does location matter? *Climatic Change* 74:377-411.
- Bond T. C., H. L. Sun. 2005. Can reducing BC emissions counteract global warming? *Environmental Science and Technology* 39:5921-5926.
- Bond T., C. Venkataraman, O. Maser. 2004. Global atmospheric impacts of residential fuels. *Energy for Sustainable Development* 8:20-32.
- CICC. 2009. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Programa Especial de cambio Climático 2009 – 2012. Diario Oficial de la Federación. Consultado en: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=51074048&fecha=28/08/2009. Fecha de consulta: 28 de agosto de 2009.
- CONAFOR. 2012. Reporte semanal de resultados de incendios forestales 199712. Consultado en: http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/administrador/sistemas/archivoslasdemas/incendios_historicos/2010%20Estadistica%20Final.pdf

- EPA. 2012. Report to Congress on Black Carbon Department of the Interior, Environment, and Related Agencies Appropriations Act, 2010. Report Number EPA-450/R-12-001, Office of Air and Radiation Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, USA. 351 pp.
- IPCC. 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. En: Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller (eds). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 pp.
- Koch D., T. C. Bond, D. Streets, N. Unger, G. R. Van der Werf. 2007. Global impacts of aerosols from particular source regions and sectors. *Journal of Geophysical Research* 112: D02205.
- Mayer A., A. H. Kahlyani. 2011. Grass trumps trees with fire. *Science* 334:188-189.
- Naik V., D. Mauzerall, L. Horowitz, M. Schwarzkopf, V. Ramaswamy, M. Oppenheimer. 2007. On the sensitivity of radiative forcing from biomass burning aerosols and ozone to emission location. *Geophysical Research Letters* 34:L03818.
- Reddy M. S., O. Boucher. 2007. Climate impact of black carbon emitted from energy consumption in the world's regions. *Geophysical Research Letters* 34:L11802.
- Ruiz-Mercado I., O. Masera, H. Zamora, K. R. Smith. 2011. Adoption and sustained use of improved cookstoves. *Energy Policy* 39:7557-7566.
- Wiedinmyer C., S. K. Akagi, R. J. Yokelson, L. K. Emmons, J. A. Al-Saadi, J. J. Orlando, A. J. Soja, 2010. The Fire Inventory from NCAR (FINN) – A high resolution global model to estimate the emissions from open burning, *Geoscientific Model Development Discuss* 3:2439–2476.
- Wilkinson P., K. R. Smith, M. Davies, H. Adair, B. G. Armstrong, M. Barrett, N. Bruce, A. Haines, I. Hamilton, T. Oreszczyn, I. Ridley, C. Tonne, Z. Chalabi. 2009. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: household energy. *Health and Climate Change 2 The Lancet* 374:1917-1929.
- Woodcock J., P. Edwards, C. Tonne, B. G. Armstrong, O. Ashiru, D. Banister, S. Beevers, Z. Chalabi, Z. Chowdhury, A. Cohen, O. H. Franco, A. Haines, R. Hickman, G. Lindsay, I. Mittal, D. Mohan, G. Tiwari, A. Woodward, I. Roberts, 2009. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: urban land transport. *Health and Climate Change 2, The Lancet* 374:1930-1943.
- Yokelson R. J., S. P. Urbanski, E. L. Atlas, D. W. Toohey, E. C. Alvarado, J. D. Crounse, P. O. Wennberg, M. E. Fisher, C. E. Wold, T. L. Campos, K. Adachi, P. R. Buseck, W. M. Hao. 2007. Emissions from forest fires near Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7:5569–5584.

4.3 Variabilidad interanual de la evapotranspiración en dos ecosistemas semiáridos en el noroeste de México

Vargas-Ramos Rodrigo²; Villarreal-Rodríguez Samuel¹; Yépez-González Enrico³; Stephen Smith¹; Watts Christopher³; Rodríguez Julio³; López-Reyes Eulogio¹; Martínez-Osuna Juan¹ y Castro-Castro Ángel¹

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

²University of Delaware, Department of plant and soil science, Newark, Delaware 19716. Autor para correspondencia: rvargas@udel.edu

³Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, 5 de Febrero 818 Sur, Zona Centro, Ciudad Obregón, Sonora.

Resumen

Históricamente los estudios sobre los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas áridos y semiáridos, han sido de poco interés para la comunidad científica, sin embargo, en los últimos años, dada su extensión se ha reconocido la influencia y la susceptibilidad de estos en el clima mundial. Una de las regiones más susceptible al cambio climático es el noroeste de México, pronosticándose una mayor variabilidad en los patrones de precipitación y un aumento en la temperatura. Condiciones que tienen un mayor impacto en este tipo de ecosistemas, puesto que la variabilidad, magnitud y número de pulsos de precipitación influyen de manera directa tanto en el ciclo del agua como en el ciclo del carbono. En el presente estudio se analizó la variabilidad anual e inter-anual de la evapotranspiración en dos ecosistemas semiáridos con características climáticas distintas: uno con inviernos húmedos y fríos (El Mogor, Baja California, México) y otro con veranos húmedos y calurosos (Rayón, Sonora, México). Se estudiaron 6 años-sitio (2008-2010) de datos de eddy-covarianza, los años fueron divididos en temporadas de secas, lluvias, y las transiciones entre estas. Los resultados muestran que Rayón tiene un flujo máximo promedio de evapotranspiración durante la transición secas-lluvias, mientras que el mayor flujo promedio en El Mogor se presenta durante la transición húmedas-secas. El balance anual de la evapotranspiración con respecto a la precipitación varía entre el 82% y el 84% en El Mogor, mientras que en Rayón el rango es de 75% al 97%. Los resultados sugieren que los factores ambientales que presentan una mayor relación con la evapotranspiración son la precipitación, la radiación neta y la humedad en el suelo para ambos sitios pero su influencia es distinta entre temporadas. Este trabajo representa la primera síntesis de información dentro del consorcio Mexicano de Eddy Covarianza (MexFlux).

Palabras claves: evapotranspiración, semiáridos, precipitación, estaciones, transiciones, eddy covarianza.

Abstract

Historically, biogeochemical studies carried on arid and semiarid ecosystems has been underrepresented, however, on recent years due that the arid and semiarid covered a vast portion of the world, it has been recognized its influenced and susceptibility of these ecosystems in the global climate. One of the regions more susceptible to climate change is the northwestern part of Mexico, forecasting more variability on the precipitation patterns as well as a risen in the mean temperatures. These conditions, especially the impact on precipitation patterns has an important influenced on these ecosystems. This is because the variability, magnitude and number of precipitations pulses have a

direct influence on the water and carbon cycles. In this study we analyzed the annual and inter-annual evapotranspirations variability in two semiarid ecosystems, these ecosystems has different climatic patterns: One has cold and wet winters (El Mogor, Baja California, Mexico), the other has wet and warm summers (Rayon, Sonora, Mexico). Six eddy covariance year-site (2008-2010) were studied, dividing years into dry and wet seasons, as well as their transitions. Results shows that Rayon has their maxim ET flux on the dry-wet transition, meanwhile in El Mogor is during the wet-dry transition. Annual evapotranspiration balance respect to precipitation varies between 82% to 84% in El Mogor, meanwhile in Rayon the range is 75% to 97%. Results also shows that the main environmental controls on evapotranspiration are precipitation, net radiations and soil water control for both sites, however their influence vary between seasons. This study represented the first synthesis of the Mexican consortium of eddy-covariance technique (MexFlux).

Keywords: evapotranspiration, semiarid, precipitation, seasons, transitions, eddy-covariance.

Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren aproximadamente el 40% de la superficie de nuestro país (Challenger y Soberón, 2008), los cuales se encuentran principalmente en las porciones centro y norte. Hidrológicamente, estas regiones presentan una fuerte presión sobre sus recursos hídricos, en especial las regiones hidrológicas de la Península de Baja California y Noroeste (Leal-Ascencio *et al.*, 2008). Históricamente la evapotranspiración ha sido una de las variables mas difíciles de cuantificar dentro del ciclo hidrológico (Lettenmaier y Famiglietti, 2006), sin embargo, se sabe que las perdidas hídricas por evapotranspiración en ecosistemas áridos y semiáridos es alta (Yaseef *et al.*, 2009), es por eso que el conocer el comportamiento interanual e intra-anual de la evapotranspiración es fundamental para el manejo de los recursos hídricos en esta región, la cual, dentro de un contexto de cambio climático, es considerada como una de las mas susceptibles a presentar cambios en los patrones de precipitación y temperatura (Diffenbaugh *et al.*, 2008).

Las preguntas de investigación que motivaron el presente trabajo fueron; A) ¿Cómo influye la variación interanual de la temperatura y la precipitación en la dinámica de la evapotranspiración, en dos ecosistemas terrestres en donde uno tiene un patrón de lluvias en invierno y otro con lluvias en verano? B) ¿Cuál de los dos ecosistemas presenta la mayor sensibilidad en la variación de la evapotranspiración con respecto a cambios ambientales intra e inter-anales?

Materiales y métodos

Se estudiaron dos ecosistemas semiáridos en el noroeste de México, analizándose 3 años de información (2008-2010). Estos sitios presentan una climatología distinta (Figura 1).

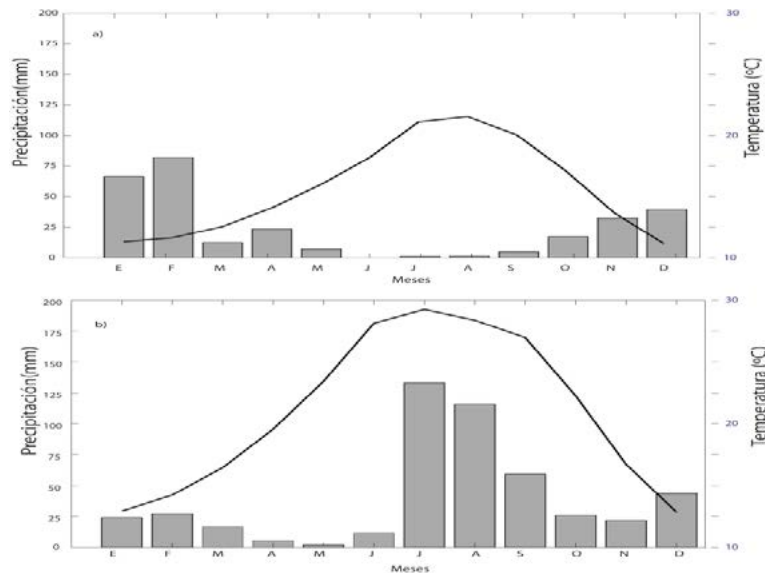


Figura 1. Patrones de la precipitación y temperatura mensual (1980-2008). Las letras en el eje horizontal denotan la primera letra del mes del año. Datos tomados de DAYMET (<http://daymet.ornl.gov/singlepixel>).

El Mogor se encuentra en el Valle de Guadalupe, Baja California, dentro de las coordenadas 32.03N, 116.60W. Con veranos cálidos y secos, los cuales contrastan con los inviernos húmedos y fríos, anualmente presenta una temperatura media anual de 15.7 °C y una precipitación promedio de 289 mm/año (1980-2008, <http://daymet.ornl.gov/singlepixel>). Rayón se encuentra dentro de la Sierra Los Locos, Sonora, en las coordenadas 29.74N y 110.53W. Este sitio presenta una temperatura media anual de 21 °C con una precipitación media anual de 487mm (1961-2008, <http://daymet.ornl.gov/singlepixel>), las lluvias se encuentran dominadas por el Monzón de Norteamérica durante los meses de julio-septiembre, recibiendo entre un 60-70% del total (Vivoni *et al.*, 2008).

Instrumentación

Cada uno de los sitios está equipado con una torre de eddy-covarianza y un equipo de sensores micro meteorológicos. El equipo de medición de gases para El Mogor consiste en un analizador de gases infrarrojo (IRGA, LI-7500, LI-COR, Lincoln, USA) y un anemómetro sónico en las tres dimensiones (81000V, Young, Traverse City, USA). Complementariamente se midieron variables meteorológicas, las cuales son: radiación neta (RN; NR Lite, Kipp and Zonen, Delft, The Netherlands), precipitación, y sensores de humedad del suelo mediante reflectómetros en el dominio del tiempo a las profundidades de 5, 10, 20 y 40 cm. (10HS, Decagon Devices, Pullman, USA). Las mediciones comenzaron el 26 de agosto del 2006; sin embargo, los datos analizados en el presente estudio corresponden al 1 de enero del 2008 al 31 de diciembre del 2010.

El equipo de medición de flujos en Rayón consiste en un analizador de gases infrarrojo (IRGA, LI-7500, LI-COR, Lincoln, USA) y un anemómetro sónico en las tres dimensiones (CSAT 3, Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Complementariamente se midieron variables meteorológicas, las cuales son: radiación neta (RN Lite, Kipp and Zonen, Delft, The Netherlands), precipitación, y sensores de humedad del suelo mediante reflectómetros en el dominio del tiempo a las profundidades de 10 y 30 cm. (CS616, Campbell Scientific, Logan, UT, USA). En Rayón los datos analizados son del 20 de junio del 2008 al 31 de diciembre del 2010.

Procesamiento de datos

Por medio de la técnica de eddy-covarianza se estimaron los flujos de energía (calor latente de evaporación). Esta es una técnica ampliamente utilizada alrededor del mundo y existen excelentes publicaciones que la describen detalladamente (Baldocchi *et al.*, 2000. Aubinet *et al.*, 2000). Esta técnica permite la generación de mediciones casi continuas a lo largo del tiempo, sin embargo, existen datos faltantes, los cuales fueron interpolados por medio de la herramienta en línea generada por el Biogeochemical Model-Data Integration Group del Max Planck Institute (Reichstein *et al.*, 2005. <http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>).

Análisis de datos

Para analizar la variabilidad intraanual en cada uno de los sitios, se definieron temporadas ambientales de lluvias y de secas, así como la transiciones entre estas (i.e., lluvias-secas y secas-lluvias), la metodología propuesta se encuentra detallada en (Villarreal, 2012). Para determinar patrones cíclicos se llevo a cabo un análisis tipo wavelet, esta técnica se encuentra descrita en (Torrence y Compo, 1988). Por medio de una prueba ANOVA de dos vías se determinaron similitudes entre los años y las temporadas, empleando una prueba posthoc (Tukey), se determinó en donde se encontraban dichas similitudes. Por último, para determinar cuáles variables ambientales condicionaban la evapotranspiración en cada una de sus temporadas se utilizaron árboles de regresión, dicha técnica se encuentra detallada en (Breiman *et al.*, 1984). Para analizar la variabilidad intra anual en cada uno de los sitios, se definieron temporadas ambientales de lluvias y de secas.

Resultados y discusión

Montos anuales

El balance hídrico nos muestra que cantidad de agua proveniente de la precipitación regresa a la atmósfera por medio de la evapotranspiración. En el presente estudio, se encontraron diferencias substanciales en la evapotranspiración tanto anual como estacional para ambos sitios. En El Mogor, en promedio se evapotranspira un 83% de la lluvia recibida, mientras que en Rayón este porcentaje es de un 88%. Teniendo como comportamiento general que entre mas seco sea un año, mayor porcentaje de lluvia será perdida por medio de la evapotranspiración.

Variaciones anuales y estacionales de la evapotranspiración

Por medio del análisis wavelet se determinaron las periodicidades en el ciclo anual de la evapotranspiración. Ambos sitios presentaron periodicidades aproximadamente a 1 día y a un año, esto nos indica un patrón de oscilación diario y anual, aproximadamente a los 150 días también se presenta otro ciclo, el cual marca la diferencia entre la temporada de secas y la temporada de lluvia, la cual tiene una potencia mayor para el sitio de Rayón, esto se debe a la fuerte influencia del Monzón de Norteamérica sobre la evapotranspiración.

Los patrones cíclicos mostrados por el análisis wavelet muestran las periodicidades de las temporadas y de los años. Por medio de la prueba ANOVA de dos vías, se determinaron si se presentaban diferencias entre los promedios anuales y estacionales, así como en la interacción año-temporada.

Cuadro 1. Promedios diarios de LE en (unidades) para el Mogor y Rayón en los años 2008 - 2010. Para cada sitio letras similares representan grupos similares (minúsculas para Mogor y mayúsculas para Rayón). Diferencias entre los años fueron calculadas con una prueba de Tukey con alfa de 0.05

Año	Mogor	Rayón
2008	28.03 ± 1.29 ^a	77.24 ± 2.4 ^A
2009	30.50 ± 1.33 ^b	61.46 ± 2.11 ^B
2010	29.70 ± 1.23 ^c	74.62 ± 2.31 ^C

En ninguno de los sitios se encontraron similitudes entre los promedios anuales, esto puede deberse a la variabilidad tanto en el número como en la magnitud de los pulsos de precipitación, pues la diferencia en los patrones de precipitación tiene una influencia significativa en la evapotranspiración de los ecosistemas semiáridos (Kurc y Small, 2004).

Cuadro 2. Promedios diarios de LE en W/m² para el Mogor y Rayón para cada una de las temporadas independientemente de los años. Para cada sitio letras similares representan similitudes entre los sitios (minúsculas para Mogor y mayúsculas para Rayón). Diferencias entre los años fueron calculadas con una prueba de Tukey con alfa de 0.05

Temporada	Mogor	Rayón
Lluvias	37.49 ± 1.26 ^a	96.04 ± 1.25 ^A
Secas	19.87 ± 0.82 ^b	19.64 ± 0.76 ^B
Lluvias-secas	38.60 ± 1.31 ^a	63.85 ± 3.25 ^C
Secas-lluvias	22.10 ± 1.15 ^a	104.90 ± 3.70 ^D

Para las estaciones se presentaron similitudes únicamente para El Mogor, siendo similares las estaciones de lluvias con lluvias-secas y en menor grado la estación de lluvias con secas-lluvias. Esto nos indica que durante el año no se presentan grandes cambios en la evapotranspiración para este sitio, esto se debe principalmente a que durante la temporada de lluvias los montos de radiación no son altos, por lo cual no se generan grandes flujos durante esta temporada, además durante la transición de lluvias-secas la humedad en el suelo es lo suficientemente alta para sustentar montos de evapotranspiración similares a la temporada de lluvias. Para Rayón, debido a la fuerte influencia del Monzón de Norteamérica sobre la evapotranspiración, no se presentaron similitudes entre las temporadas, pues la estación húmeda marca un cambio abrupto entre la temporada de lluvias y la de estiaje.

Balances hídricos y controles ambientales por temporada

La temporada en la que se presenta la mayor evapotranspiración neta fue durante la temporada de lluvias, en El Mogor se evapotranspiraron 453 mm de 866 mm de lluvia, correspondiendo a un 52%, en Rayón la evapotranspiración fue de 763 mm de 1111 mm recibidos por lluvia, esto corresponde a un 69%. Esto es de esperarse debido a que durante esta época ambos ecosistemas se encuentran menos limitados por humedad.; El Mogor, la temporada de lluvias (octubre-abril) difiere en la estacionalidad de los mayores montos de radiación solar (julio-septiembre). Por lo cual la ET actual queda condicionada principalmente por la ET potencial (Fisher *et al.*, 2011, Ryu *et al.*, 2004); la cual para climas mediterráneos es baja (Rana y Katerji, 2000). Para Rayón, las lluvias del Monzón de Norteamérica, caracterizadas por su alta intensidad se presentan principalmente en julio-septiembre (Adams y Comrie, 1997), periodo en el cual la radiación tiene valores altos, con lo cual se presentan altos flujos de agua entre el ecosistema y la atmósfera.

Para ambos sitios, la radiación neta fue el principal control de la evapotranspiración, sin embargo, para El Mogor, el déficit de vapor de presión fue el factor condicionante secundario, lo cual puede deberse a que en este sitio los flujos se encuentran limitados por la evapotranspiración potencial.

Para la temporada de secas, en ambos sitios la evapotranspiración fue mayor que la precipitación recibida, para El Mogor la evapotranspiración fue de 451 mm, recibiendo únicamente 90 mm de lluvia. En Rayón se presentó un comportamiento similar, evapotranspirándose 370 mm y se recibieron únicamente 212 mm de lluvia. Para El Mogor estos resultados sugieren un posible aporte de humedad proveniente de la neblina y/o del rocío; el cual complementa el déficit de agua cuando solo se toma en cuenta la precipitación. Estos patrones ocurren en ecosistemas áridos y semiáridos cercanos a la costa (Agam y Berliner, 2006), lo cual permite que la humedad en el suelo se mantenga relativamente alta durante esta temporada, este comportamiento ha sido documentado en ecosistemas semiáridos con precipitaciones medias anuales menores a los 300mm/año (Domingo *et al.*, 2011, Moro *et al.*, 2007). En Rayón si bien la mayor parte de las precipitaciones se presenta durante el Monzón de Norteamérica (Vivoni *et al.*, 2007), también se presentan precipitaciones invernales (Brito *et al.*, 2003). El déficit de precipitación con respecto a la evapotranspiración sugiere que a pesar de que la humedad en el suelo es muy baja a los 5 cms, la vegetación al inicio de la temporada de secas logra tomar agua de capas edáficas más profundas.

Durante esta temporada la radiación neta es relativamente alta para ambos sitios, por lo cual la evapotranspiración se encuentra condicionada únicamente por la humedad del suelo.

En la transición de lluvias-secas, la evapotranspiración al igual que en la temporada de secas fue mayor que la precipitación recibida. Para El Mogor la evapotranspiración alcanzó los 173mm registrando únicamente 1mm de lluvia. En Rayón la evapotranspiración fue de 86mm, mientras que la lluvia fue de 14mm. El déficit de humedad en esta temporada es proporcionado por la humedad en el suelo, la cual es alta por la precipitación recibida durante la temporada de lluvias, esto es congruente con los ecosistemas semiáridos en donde la humedad en el suelo es una fuente importante de agua para la evapotranspiración en ecosistemas semiáridos (Detto *et al.*, 2006. Domingo *et al.*, 2011), y en donde el principal aporte para la evapotranspiración es la transpiración (Archer *et al.*, 2002). Al igual que en El Mogor, la humedad en el suelo influye de manera directa sobre la ET en el sitio de Rayón, en donde la ET se encuentra relacionada directamente con el desarrollo de la vegetación (Vivoni *et al.*, 2008). Cabe mencionar que para El Mogor durante esta temporada se presentaron los valores diarios más altos de evapotranspiración, mientras que en Rayón, debido al rápido decremento de la humedad en el suelo y a las bajas precipitaciones, se presentaron los últimos flujos altos.

En esta temporada los factores ambientales principales que controlan la evapotranspiración en El Mogor fueron la humedad en el suelo, pues a pesar de que las lluvias son casi nulas, la humedad en el suelo aun es alta y provee de la humedad necesaria al ambiente para detonar la evapotranspiración. El factor secundario fue la temperatura, la cual se encuentra relacionada con procesos metabólicos en la vegetación, los cuales favorecen la transpiración. Para Rayón, no se encontraron factores ambientales que tenga mayor influencia sobre la evapotranspiración para esta temporada.

La transición de secas-lluvias es la estación de menor duración temporal. Para El Mogor la evapotranspiración fue de 44mm, de los 66 mm recibidos, esto corresponde a un 67%. Para Rayón la evapotranspiración fue de 65mm, registrando una lluvia de 142 mm, esto es un 46% de la lluvia recibida. Los flujos en El Mogor son bajos debido a que durante esta temporada la radiación solar es bajo (octubre-diciembre) y el desarrollo de la vegetación aún permanece bajo (León, 2012). Para Rayón a pesar de su corta duración (6 ± 1 día) se presentaron los flujos promedio más altos. Esto se puede explicar debido a que al inicio de la transición, durante la temporada de secas, probablemente la ET potencial es alta debido a las bajas precipitaciones y altas temperaturas. Con lo cual, las primeras

lluvias del Monzón de Norteamérica absorben rápidamente esta energía disponible en el medio ambiente, convirtiéndola en calor latente de evaporación.

Como único factor ambiental que influye en la evapotranspiración para el sitio tenemos a la radiación neta, esto se debe a que este sitio recibe una alta precipitación, la cual estuvo precedida de un largo periodo de estiaje, con lo cual el agua disponible en el ambiente absorbe la energía proveniente de la radiación neta. Para El Mogor no se encontró un factor ambiental dominante.

Conclusiones

Las mediciones registradas indican que las variaciones en el comportamiento tanto estacional como interanual de la evapotranspiración para ambos sitios de estudio son ocasionadas principalmente por la variabilidad en la precipitación, lo cual lleva a que la evapotranspiración en Rayón sea mas variable que en El Mogor. Se encontró que la variabilidad intra-anual de la evapotranspiración, se encuentra condicionada por las lluvias y por el patrón anual de la radiación neta, además de estos, la dinámica de la humedad en el suelo ejerce una influencia considerable en la evapotranspiración.

La sensibilidad de la evapotranspiración a cambios en la precipitación es distinta entre los sitios de estudio. Esto se debe a que en El Mogor, el comportamiento intra-anual de la evapotranspiración no presenta una estacionalidad tan marcada como en el sitio de Rayón. Pues en Rayón, la ET se encuentra condicionada casi en su totalidad por el Monzón de Norteamérica. Estos resultados son relevantes, debido a que para esta región, las proyecciones del cambio climático indican una mayor variabilidad en los patrones de precipitación, los cuales se esperara que tengan un impacto mayor en Rayón, en comparación con El Mogor. Finalmente, debido a que no se presentaron similitudes en ninguno de los años, el analizar series de tiempo más longevas nos permitirá poder hacer comparaciones interanuales entre más años y determinar patrones similares de evapotranspiración.

Bibliografía

- Adams D. K., A. C. Comrie. 1997. The North American Monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78:2197-2213.
- Agam N., P. R. Berliner. 2006. Dew formation and water vapor adsorption in semiarid environments: a review. *Journal of Arid Environments* 65:572-590.
- Archer N., T. Hess, J. Quinton. 2002. The water balance of two semi-arid shrubs on abandoned land in South-Eastern Spain after season rainfall. *Hydrology and Earth System Sciences* 6:913-926.
- Aubinet M., A. Grelle, A. Ibrom, Ü. Rannik, V. J. Moncrieff, T. Foken, A. S. Kowalski, P. H. Martin, P. Berbigier, C. H. Bernhofer, R. Clement, J. Elbers, A. Granier, V. T. Grünwald, K. Morgenstern, K. Pilegaard, C. Rebmann, V. W. Snijders, R. Valentini, T. Vesala. 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30:113-175.
- Baldocchi D. D., E. Falge, K. Wilson. 2000. A spectral analysis of biosphere-atmosphere trace gas flux densities and meteorological variables across hour to year time scales. *Agricultural and Forest Meteorology* 2915:1-27.
- Breiman L., J. H. Friedman, R. A. Olshen, C. J. Stone. 1984. *Classification and Regression Trees*. Belmont, CA, Wadsworth.
- Brito-Castillo L., A. V. Douglas, A. Leyva-Contreras, D. Lluch-Belda. 2003. The effect of large-scale circulation on precipitation and streamflow in the Gulf of California continental watershed. *International Journal of Climatology* 23:751-768.
- Challenger A., J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: CONABIO, Ed. *Capital natural de México*. pp. 87-108.
- Detto M., N. Montaldo, J. D. Albertson, M. Mancini, G. Katul. 2006. Soil moisture and vegetation controls on evapotranspiration in a heterogeneous Mediterranean ecosystem on Sardinia, Italy, *Water Resources Research* 42, W08419, doi:10.1029/2005WR004693.
- Diffenbaugh N. S., M. Giorgi, S. J. Pal. 2008. Climate change hotspots in the United States. *Geophysical Research Letters* 35, L16709, doi:10.1029/2008GL035075.

- Domingo F., P. Serrano-Ortiz, A. Were, L. Villagarcía, M. García, D. A. Ramírez, A. S. Kowalski, M. J. Moro, C. Oyonarte. 2011. Carbon and water exchange in semiarid ecosystems in SE Spain. *Journal of Arid Environments* 75:1271-1281
- Fisher J. B., R. J. Whittaker, Y. Malhi. 2011. ET come home? potential evapotranspiration in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 20:1-18.
- Kurc S. A., E. E. Small. 2004. Dynamics of evapotranspiration in semiarid grassland and shrubland ecosystems during the summer monsoon season, central New Mexico, *Water Resources Research* 40, W09305, doi:10.1029/2004WR003068.
- Leal-Ascencio M. T., C. G. Millán-Gómez, C. G. Méndez-Jaime, C. A. Servin Jungdorf. 2008. Evaluación de la afectación de la calidad del agua en cuerpos de agua superficiales y subterráneos por efecto de la variabilidad y el cambio climático y su impacto en la biodiversidad, agricultura, salud, turismo e industria. Instituto Nacional de Ecología (INE).
- León E. 2012. Heterogeneidad espacial de la dinámica y controles de la respiración del suelo. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Científicas y Estudios Superiores de Ensenada.
- Lettenmaier D. P., J. S. Famiglietti. 2006. Water from on high. *Nature* 444:562-563.
- Moro M. J., A. Were, L. Villagarcía, Y. Cantón, F. Domingo. 2007. Dew measurement by eddy covariance and wetness sensor in a semiarid ecosystem of SE Spain. *Journal of Hydrology* 335:295-302.
- Rana G., N. Katerji. 2000. Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. *European Journal of Agronomy* 13:125-153.
- Reichstein M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grunwald, K. Havrankova, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir, R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1429.
- Ryu Y., D. D. Baldocchi, S. Ma, T. Hehn. 2008. Interannual variability of evapotranspiration and energy exchange over an annual grassland in California. *Journal of Geophysical Research* 113, D09104, doi:10.1029/2007JD009263.
- Torrence C., G. Compo. 1998. A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorology Society* 79: 61-78. doi: [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477\(1998\)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477(1998)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2)
- Villarreal S. 2012. Variabilidad interanual de la evapotranspiración en dos ecosistemas semiáridos en el noroeste de México. Tesis de maestría Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada.
- Vivoni E. R., D. Entekhabi, R. L. Bras, V. Yvanov. 2007. Controls on runoff generation and scale-dependence in a distributed hydrologic model. *Hydrology & Earth System Sciences* 4:983-1029.
- Vivoni E. R., H. A. Moreno, G. Máscaro, J. C. Rodriguez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payan, R. L. Scott. 2008. Observed relation between evapotranspiration and soil moisture in the North American monsoon region. *Geophysical Research Letter* 35, L22403, doi:10.1029/2008GL036001.
- Yaseef N. R., D. Yakir, E. Rotenbrg, G. Schiller, S. Cohen. 2009. Ecohydrology of a semi-arid forest: partitioning among water balance components and its implications for predicted precipitation changes. *Ecohydrology* DOI: 10.1002/eco.65



4.4 Análisis multisitio de errores aleatorios en flujos de CO₂ de suelo en diferentes condiciones de humedad

Vargas Rodrigo⁵; Cueva Alejandro¹; Bahn Michael²; Litvak Marcy³ y Pumpanen Jukka⁴

¹Departamento de Ciencias de la Tierra, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C., México.

²Institute of Ecology, University of Innsbruck, Austria.

³Biology Department, University of New Mexico, Estados Unidos.

⁴Department of Forest Sciences, University of Helsinki, Finlandia.

⁵Department of Plant and Soil Sciences, Delaware Environmental Institute, University of Delaware, Estados Unidos. Autor para correspondencia: rvargas@udel.edu

Resumen

Un componente principal de la respiración ecosistémica son los flujos de CO₂ de suelo (F). El aumento mundial en la aplicación de mediciones automáticas a largo plazo a través de redes de monitoreo (e.g., MexFlux, AmeriFlux, FLUXNET) ha dado como resultado crecientes bases de datos donde la caracterización de las incertidumbres de estas mediciones es una necesidad. Mejoras en la tecnología así como calibración constante del equipo pueden minimizar los errores sistemáticos en las mediciones, pero los errores aleatorios (ϵ) generalmente no son tomados en cuenta. El objetivo principal del presente estudio fue caracterizar ϵ en F a través de distintas condiciones de humedad y ecosistemas. Se calculó F utilizando dos modelos de procesos distintos a través del método del gradiente en cuatro diferentes ecosistemas. Los modelos utilizados tienen parámetros de entrada similares, así como una representación similar del proceso físico para calcular F . Los resultados muestran que los modelos utilizados tienen una variación temporal similar en F y no muestran diferencias estadísticamente significativas. Al momento de calcular ϵ se encontró que es similar entre los modelos para calcular F en los distintos ecosistemas. No se encontró relación entre ϵ y la humedad de suelo, pero sí con la magnitud de F . Se estimó que ϵ puede contribuir entre ≈ -1 y $\approx -20\%$ de la suma anual de F . La cuantificación y caracterización de ϵ en los distintos flujos de carbono podrá ayudar a disminuir las incertidumbres y mejorar el balance de carbono a nivel mundial.

Palabras clave: incertidumbres, respiración de suelo, método del gradiente.

Abstract

A principal component in ecosystem respiration is the soil CO₂ efflux (F). The increasing global application of automatic long-term measurements through monitoring networks (e.g., MexFlux, Ameriflux, FLUXNET) had result in growing databases where the characterization of uncertainties is a need. Improvements in technology and constant equipment calibration can minimize systematic errors in measurement, but random errors (ϵ) are not generally taken into account. The main objective of the present study was to characterize ϵ in F across different soil water conditions and ecosystems. Two process-based-models were used to calculate F through the gradient method in four different ecosystems. The chosen models have similar inputs and have a similar representation of the physical process to calculate F . Results show that the models used have a similar temporal variation in F and show no statistically significant differences. When ϵ was calculated we found that is similar between the models to calculate F . We estimate that ϵ could contribute between ≈ -1 and $\approx -20\%$ to the annual sum of F . The quantification and characterization of ϵ in different carbon fluxes could help to diminish the uncertainties and to improve the world carbon balance.

Keywords: uncertainty, soil respiration, gradient method.

Introducción

El incremento del dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera a lo largo del último siglo debido a las actividades antropogénicas está relacionado con el incremento de la temperatura media (IPCC, 2007) así como del cambio en los patrones de precipitación a nivel mundial (Knapp *et al.*, 2008). Dado que uno de los mayores almacenes de C es el suelo (Bond-Lamberty y Tompson, 2010) el entender su dinámica es un tema crítico ya que debido al incremento en la temperatura global el suelo podría convertirse en una fuente de CO_2 , retroalimentado al cambio climático de forma positiva (Cox *et al.*, 2000).

Un componente principal de la respiración ecosistémica terrestre son los flujos de CO_2 del suelo hacia la atmósfera (F). La magnitud total de F es una combinación de procesos metabólicos de microorganismos en el suelo (i.e., respiración heterotrófica) así como la respiración de las raíces y micorrizas (i.e., respiración autotrófica; Ryan y Law, 2005). Además, F tiene una dinámica compleja que varía a distintas escalas espaciales y temporales (Vargas *et al.*, 2011) como resultado de cambios en los factores bióticos y abióticos de los ecosistemas (Kuzuyakov, 2006).

La adquisición de grandes volúmenes de datos debido al incremento en el uso de sistemas automatizados para medir CO_2 y al establecimiento de redes de monitoreo a nivel mundial (e.g., FLUXNET, ICOS, NEON, AmeriFlux, MexFlux) ha creado la necesidad de caracterizar las incertidumbres en estas mediciones para así mejorar las estimaciones anuales de carbono. Las mediciones de F pueden ser caracterizadas por medio de mediciones e incertidumbres, de tal forma que $F = F_{Med} \pm \delta \pm \epsilon$, donde F_{Med} es F medido por los sensores, δ son errores sistemáticos y ϵ son errores aleatorios, tal y como se ha descrito para flujos a nivel ecosistema (Richardson *et al.*, 2006). Debido a que mejoras en la tecnología así como la calibración constante del equipo puede disminuir el aporte de δ , este estudio se enfocó en ϵ , cuyas características son generalmente desconocidas para F (Savage *et al.*, 2008).

El método del gradiente es una manera de cuantificar F que se usa comúnmente alrededor del mundo (Vargas *et al.*, 2010). Este método está basado en la ley de difusión de Fick que usa principios físicos sobre los cambios de la concentración de CO_2 en el suelo y tasas de difusión de CO_2 (Pumpanen *et al.*, 2008). Además, el contenido volumétrico de agua en el suelo (θ) influyen las tasas de difusión de CO_2 en el suelo, y por consecuencia en F . Lo que no es conocido es como es que θ influye en ϵ y cuál es su contribución anual en F . Por lo tanto, el objetivo del presente estudio es caracterizar las propiedades estadísticas de ϵ en distintos métodos para calcular F a través del método del gradiente bajo diferentes condiciones de humedad en distintos ecosistemas contrastantes, además de determinar relaciones entre ϵ y θ o F .

Materiales y métodos

En este estudio se utilizaron series de tiempo cuasi-continuas (1-hora de resolución) de cuatro sitios alrededor del mundo en ecosistemas diferentes: bosque templado mixto (Jre; Vargas y Allen, 2008), bosque boreal mixto (Hyy; Pumpanen *et al.*, 2008), pastizal templado (Stu; Bahn *et al.*, 2006), y un matorral semiárido (Nme; Anderson-Teixeira *et al.*, 2011).

Para calcular F se utilizaron dos métodos similares usando el método del gradiente. El primer método es propuesto por Vargas *et al.* (2010) (A1) y el segundo por Pumpanen *et al.* (2008) (A2). Ambos métodos están basados en la ley de difusión de Fick, además de incorporar mediciones de temperatura, θ , concentraciones de CO_2 a distintas profundidades del suelo, así como características

físicas específicas de cada sitio de estudio. Además, un ensamble de los métodos anteriores (i.e., media aritmética de A1 y A2; ENS) se utilizó para probar la cancelación de errores.

Para calcular ε se utilizó el método de días pareados propuesto por Hollinger y Richardson (2005), donde ε se calcula por la diferencia de dos mediciones separadas por 24 horas con características ambientales similares. En este caso, debido a que F es influenciado por cambios en θ , se estableció que los días similares serían aquellos donde el promedio diario de θ en el día T+1 estuvieran dentro del rango de $\mu \pm 2\sigma$ de θ del día T, donde μ es la media y σ la desviación estándar.

Para determinar distintas condiciones de humedad independientemente del sitio, se establecieron tres condiciones diferentes, donde condiciones normales (θ_N) se definieron por el rango de ($\mu_\theta + 0.5\sigma_\theta > \theta_N > \mu_\theta - 0.5\sigma_\theta$), condiciones secas (θ_L) se definieron como ($\theta_L < \mu_\theta - 0.5\sigma_\theta$), y condiciones húmedas se definieron como ($\theta_H > \mu_\theta + 0.5\sigma_\theta$), donde μ_θ es la media de θ independiente del sitio y σ_θ es la desviación estándar de θ independiente del sitio.

Diferencias entre las medias aritméticas fueron evaluadas usando intervalos de confianza (IC) al 95%. Si los IC al 95% no se traslaparon, se consideraron diferencias significativas con un $P < 0.05$. Pruebas estadísticas no paramétricas se utilizaron para evaluar si la distribución de ε seguía una distribución Gaussiana (prueba Kolmogorov-Smirnov), así como estadísticas básicas (media, desviación estándar, curtosis, sesgo) fueron calculados utilizando MATLAB (R2010b; MathWorks Inc., Natick, MA, EEUU).

Resultados

Los promedios diarios de F calculados por A1, A2 y ENS tuvieron un patrón temporal similar en todos los sitios, pero tienden a discrepar al momento de calcular flujos altos (Datos no mostrados). Aun así, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para los promedios diarios de F calculados por los distintos métodos en ningún sitio.

La distribución de ε calculado por el método de días pareados para cada uno de los sitios así como métodos para calcular F se caracterizó por tener colas largas y un pico central (Figura 1; Cuadro 1) con media cercana a cero, tal y como ha sido reportado anteriormente para flujos de CO_2 ecosistémicos (Richardson *et al.*, 2006). Una prueba Kolmogorov-Smirnov indicó que la distribución de ε no es Gaussiana ($P < 0.001$) para ningún sitio o método. Una curtosis elevada (> 5) caracterizó a todas las distribuciones de ε . Las características de las distribuciones de ε al momento de ser divididos por rangos de humedad (i.e., θ_L , θ_N , θ_H) fueron similares a las de ε totales, aunque existieron algunas distribuciones asimétricas. Se categorizó F de acuerdo a los diferentes rangos de θ (i.e., θ_L , θ_N , θ_H) y se calculó la desviación estándar de ε ($\sigma(\varepsilon)$) para cada rango de θ . Se encontró una relación positiva ($P < 0.05$) entre $\sigma(\varepsilon)$ y F independiente de los rangos de θ (Figura 2).

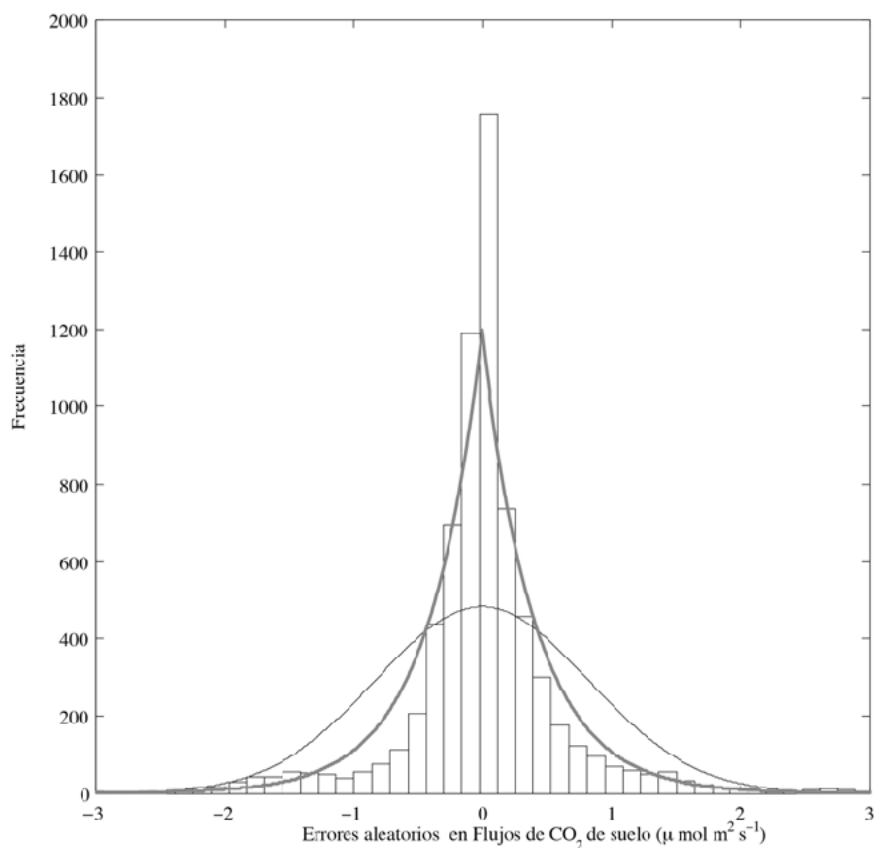


Figura 1. Ejemplo de histograma de frecuencias de errores aleatorios (ϵ) totales en flujos de CO_2 de suelo (F). La línea negra delgada representa una distribución Gaussiana ajustada a los datos; la línea gris gruesa representa una distribución doble-exponencial ajustada a los datos. Este ejemplo corresponde para A1 en Jre.

Cuadro 1. Propiedades estadísticas de los errores aleatorios (ϵ) en los flujos de CO_2 de suelo (F). IC = Intervalos de Confianza; KS = Probabilidad de la prueba Kolmogorov-Smirnov; N = Numero de observaciones usadas para calcular ϵ ; μ = media; σ = desviación estándar

Sitio	Método	N	μ (ϵ)	IC (95%)	σ (ϵ)	Sesgo	Curtosis	KS
Jre	A1	5006	-0.0007	0.003, -0.0044	0.1342	-0.2077	13.0900	<0.001
	A2		-0.0012	0.0061, -0.0085	0.2643	-2.5210	33.5078	<0.001
	ENS		-0.0009	0.0033, -0.0052	0.1544	-2.6233	41.3105	<0.001
Hyy	A1	6583	-0.0010	0.0018, -0.0039	0.1182	-0.7647	14.4258	<0.001
	A2		-0.0008	0.0048, -0.0064	0.2320	-3.1903	39.8045	<0.001
	ENS		-0.0009	0.0022, -0.0041	0.1298	-4.4093	59.0180	<0.001
Stu	A1	7234	-0.0061	0.0105, -0.0226	0.7186	1.6137	31.9789	<0.001
	A2		-0.0069	0.0146, -0.0284	0.9332	1.5122	30.9857	<0.001
	ENS		-0.0065	0.0125, -0.0255	0.8249	1.5660	31.4434	<0.001
Nme	A1	3981	-0.0004	0.0003, -0.0012	0.0259	0.0909	5.3961	<0.001
	A2		-0.0022	-0.0006, -0.0038	0.0516	0.5311	5.8358	<0.001
	ENS		-0.0017	-0.0006, -0.0028	0.0343	0.3282	5.4606	<0.001

La contribución de ε hacia las sumas totales de F varió entre los diferentes sitios: la contribución de ε para Jre varió entre ≈ -1 y $\approx -2\%$, en Hyy varió entre ≈ -1 y $\approx -2\%$, en Stu varió entre ≈ -6 y $\approx -7\%$, y en Nme varió entre ≈ -14 y $\approx -20\%$.

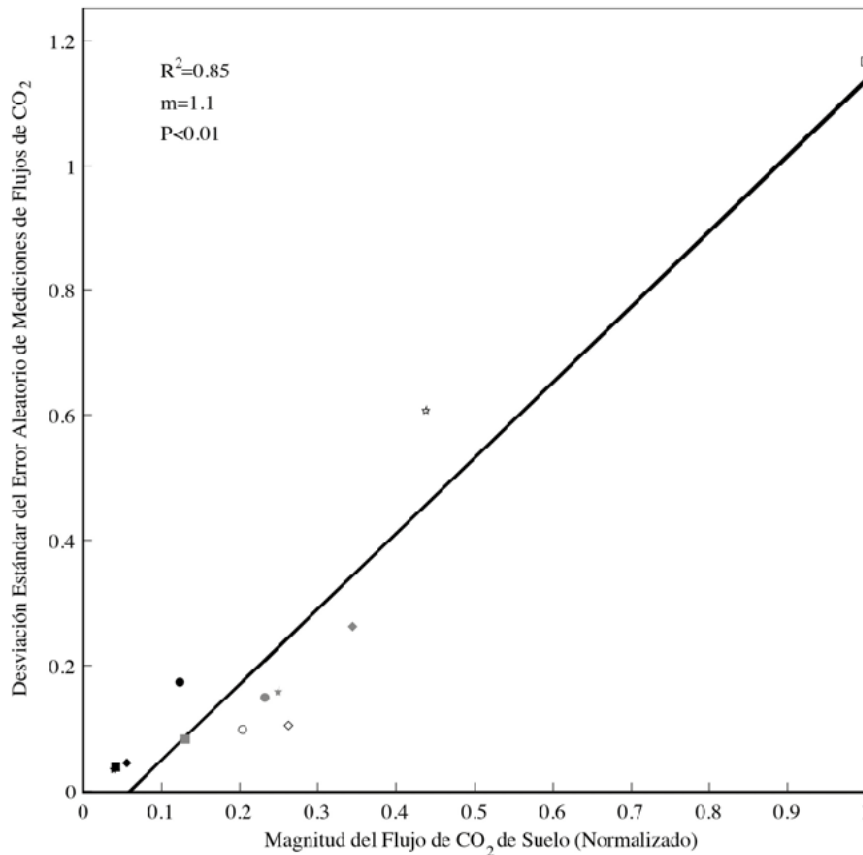


Figura 2. Relación lineal (pesada) entre la desviación estándar de los errores aleatorios ($\sigma(\varepsilon)$) y la magnitud de los flujos de CO_2 (F , normalizado) categorizados por diferentes condiciones de humedad: gris representa condiciones secas (θ_1), blanco representa condiciones normales (θ_N); y negro representa condiciones húmedas (θ_H). Las figuras representan los distintos sitios de estudio: \square =Jre; \circ =Hyy; \star =Stu; \diamond =Nme.

Discusión

Los métodos para calcular F (i.e., A1 y A2) pueden no tener una perfecta relación (e.g., 1:1), pero los patrones temporales y promedios diarios no son significativamente diferentes ($P>0.05$). Esto es esperado debido a que ambos modelos tienen una representación física similar de la realidad y mismos parámetros de entrada (e.g., concentraciones de CO_2 , humedad de suelo, temperatura de suelo, propiedades físicas del suelo). Los resultados demuestran que ambos métodos para calcular F son robustos a través de diferentes ecosistemas, pero es necesario evaluarlos en otros tipos de vegetación así como eventos climáticos, en especial cuando son esperados flujos altos (e.g., deshielo y humedecimiento (Kim *et al.*, 2012).

Los resultados demuestran que ε sigue patrones similares independientemente del método para calcular F (e.g., A1 y A2) y tipo de vegetación. Sin embargo, diferencias en las propiedades de la distribución de ε existen. Por ejemplo, la desviación estándar de ε en A2 fue constantemente mayor que en A1, lo que sugiere una mayor variabilidad de ε en A2. Además, los valores de sesgo fueron

constantemente menores para A1 que para A2, así como que A2 presentó constantemente valores mayores de curtosis que A1. Estas diferencias en las características de la distribución de ε pueden implicar la existencia de un error sistemático para A2 que no fue identificado en este estudio.

Cuando ε fue dividido de acuerdo a los distintos rangos de θ (i.e., θ_L , θ_N , θ_H), el valor promedio continuó siendo cercano a cero, una desviación estándar constantemente mayor en A2 que A1, y su distribución no es Gaussiana pero es mejor explicada por una distribución doble-exponencial en los distintos sitios de estudio así como métodos usados (i.e., A1 y A2). Existen diferencias al momento de comparar las características de ε a través de los rangos de θ . Por ejemplo, en Jre, A1 pudo haber tenido una mayor influencia de ε en θ_L que A2 debido a un mayor sesgo y curtosis, en cambio A2 en condiciones de θ_L pudo tener mayor influencia de ε en F . Para Hyy, las propiedades de distribución de ε (e.g., sesgo, curtosis) fueron constantemente mayores para A2 que para A1, lo que sugiere una mayor influencia de ε en A2. Para Stu, las diferencias en las propiedades de distribución de ε fueron mínimas entre los métodos para calcular F , pero un sesgo constante entre ≈ -2 (θ_H) y ≈ -1.5 (θ_L) sugiere una tendencia (sistemática) de ε entre los métodos para calcular F . Para Nme, las diferencias de distribución de ε fueron mínimas para ambos métodos. Estas diferencias en las propiedades de distribución de ε cuando fue dividido por los diferentes rangos de θ pueden sugerir a que condiciones (e.g., seco, normal, húmedo) ε tiene una mayor contribución e influencia en F .

A pesar de las diferencias en las propiedades de las distribuciones cuando ε fue categorizado por rangos de θ no se encontró alguna relación entre ε y θ o algún patrón en diferentes escalas temporales (e.g., día, estación, año). A pesar de ello se encontró una relación positiva entre ε y la magnitud de F (Figura 2), independientemente de los rangos de θ . Esto sugiere que de acuerdo a como incrementa la magnitud del flujo de CO_2 el error incrementa. Esto posiblemente puede ser causado debido a que el método con el que se calculó ε , en donde se suponen condiciones ambientales similares para los días pareados, no toma en cuenta los retrasos temporales que pueden ocurrir en F (e.g., Vargas *et al.*, 2010). Finalmente, la contribución de ε hacia la suma total de F varió entre ≈ -1 y $\approx -20\%$ ($\mu = -6.61\%$), lo cual sugiere una sobrestimación al momento reportar las sumas totales de F . Si se asume que el error calculado en esta investigación (relacionado a ε) puede ser extrapolado a nivel mundial para F , entonces se puede estimar un ε potencial. Bond-Lamberty y Thompson (2010) estimaron para 2008 una suma anual de F de 98 ± 12 PgC, si -6.61% de la suma anual es asociada con ε , entonces la contribución de ε para el 2008 sería de -5.98 PgC. Este simple ejercicio es un ejemplo de cómo puede contribuir ε a las incertidumbres de las mediciones de F a nivel mundial, pero se reconoce que un análisis detallado de ε debe de ser hecho en sitios de estudio individuales y escalar a nivel mundial.

Conclusiones

El cuantificar las incertidumbres asociadas a las mediciones de flujos de carbono (e.g., CO_2 , CH_4) podrá mejorar los balances a nivel mundial de dicho elemento. Dicha información sobre las propiedades de ε en F podrá ser incorporada en estimaciones usando fusión de datos. La cuantificación de las incertidumbres, tales como ε y errores sistemáticos, son necesarias para poder determinar intervalos de confianza para balances de carbono a diferentes escalas espaciales, lo cual ayudará a incrementar la certidumbre de los distintos escenarios de cambio climático.

Agradecimientos

AC agradece el apoyo de CONACyT para realizar estudios de posgrado así como para intercambio académico a la Universidad de Delaware.



Bibliografía

- Anderson-Teixeira K., J. P. Delog, A. M. Fox, D. A. Brese, M. Litvak. 2011. Differential responses of production and respiration to temperature and moisture drive the carbon balance across a climatic gradient in New Mexico. *Global Change Biology* 17:410-424.
- Bahn M., M. Knapp, Z. Garajova, N. Pfahringer, A. Cernusca. 2006. Root respiration in temperate mountain grasslands differing in land use. *Global Change Biology* 12:995-1006.
- Bond-Lamberty B., A. Thomson. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464:579-582.
- Cox P.M., R. A. Betts, C. D. Jones, S. A. Spall, I. J. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Letters to Nature* 408:184-187.
- Hollinger D. Y., A.D. Richardson. 2005. Uncertainty in eddy covariance measurements and its application to physiological models. *Tree Physiology* 25:873-885.
- 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, Ginebra, Suiza.
- Kim D. G., R. Vargas, B. Bond-Lamberty, M. R. Turetsky. 2012. Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research. *Biogeosciences* 9:2459-2483.
- Knapp A. K., C. Beier, D. D. Briske, A. T. Classen, Y. Luo, M. Reichstein, M. D. Smith, S. D. Smith, J. E. Bell, P. A. Fay, J. L. Heisler, S. W. Leavitt, R. Sherry, B. Smith, E. Weng. 2008. Consequences of More Extreme Precipitation Regimes for Terrestrial Ecosystems. *BioScience* 58:811-821.
- Kuzyakov Y. 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry* 38:425-448.
- Pumpanen J., H. Ilvesniemi, L. Kulmala, E. Siivola, H. Laakso, C. Helenelund, M. Laakso, M. Uusimaa, P. Iisakkala, J. Räisänen, P. Hari. 2008. Respiration in Boreal Forest Soil as Determined from Carbon Dioxide Concentration Profile. *Soil Science Society of America Journal* 72:1187-1196.
- Richardson A. D., D. Y. Hollinger, G. C. Burba, K. J. Davis, L. B. Flanagan, G. G. Katul, J. W. Munger, D. M. Ricciuto, P. C. Stoy, A. E. Suyker, S. Verma, S. C. Wofsy. 2006. A multi-site analysis of random error in tower-based measurements of carbon and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 136:1-18.
- Ryan M. G., B. E. Law. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73:3-27.
- Savage K., E. A. Davidson, A. D. Richardson. 2008. A conceptual and practical approach to data quality and analysis procedures for high-frequency soil respiration measurements. *Functional Ecology* 22:1000-1007.
- 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.
- Vargas R., D. D. Baldocchi, M. F. Allen, M. Bahn, T. A. Black, S. L. Collins, J. Curiel Yuste, T. Hirano, R. S. Jassal, J. Pumpanen, J. Tang. 2010. Looking deeper into the soil: biophysical controls and seasonal lags of soil CO₂ production and efflux. *Ecological Applications* 20:1569-1582.
- Vargas R., M. S. Carbone, M. Reichstein, D. D. Baldocchi. 2011. Frontiers and challenges in soil respiration research: from measurements to model-data integration. *Biogeochemistry* 102:1-13.

5

Bioenergía





5.1 Estabilización de metales en suelos contaminados con biochar y microorganismos para rehabilitación

González-Chávez María del C.¹; Carrillo-González Rogelio¹ y Hernández-Godínez Isabel¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5, Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.
Autor para correspondencia: carmeng@colpos.mx

Resumen

La contaminación por metales pesados es un tema ambiental global muy serio, debido a que éstos constituyen un riesgo intrínseco porque, al no degradarse son de los contaminantes más difíciles de tratar. Por tanto, numerosas alternativas de remediación se han planteado para mitigar el riesgo de exposición a estos contaminantes en el suelo. Nuestro grupo de investigación se centra en el uso de plantas nativas y la asistencia de microorganismos simbióticos (micorriza arbuscular) y benéficos del suelo (bacterias promotoras del crecimiento de plantas) para fitorremediar sitios contaminados. Plantea también, el uso de enmiendas orgánicas que favorezcan la estabilización de estos contaminantes. Ahora sugiere que materiales estabilizados, como es el biochar, pueden ser útiles como una nueva alternativa para mejorar la calidad el suelo. El biochar artificial resulta del proceso de pirolisis de material orgánico. Al ser un componente estable tiene fuerte implicación en la mitigación de cambio climático y contribución al uso sostenible de la tierra. Se está probando como fertilizante y se sugiere que puede representar una alternativa prometedora de remediación *in situ* para estabilizar metales pesados en el suelo. El biochar puede reducir la biodisponibilidad y lixiviación de estos elementos a través de adsorción y otras reacciones físico-químicas. Se plantean recomendaciones para el uso del biochar, plantas y microorganismos benéficos para la remediación asistida de suelos contaminados con residuos de mina y asegurar un uso sostenible y seguro.

Palabras clave: remediación asistida, contaminación del suelo, minería.

Abstract

Heavy metal contamination is a serious environmental issue, because metals are not degradable and represent an intrinsic risk. Among the contaminants, they are the most difficult to remediate. There are several alternatives to decrease the exposure risk of these soil contaminants. Our research group has focused on the use of native plants and their associated symbiotic (arbuscular mycorrhizal fungi) and other beneficial microorganisms (plant growth promoting bacteria) for phytoremediation of metal polluted sites. The use of organic amendments to decrease metal mobilization is also proposed. Stabilized materials such as biochar may be useful as new alternative to improve soil quality. Artificial biochar is the result of pyrolysis process of organic material. This is a stable carbon component, for this reason could be strongly useful for global climate change mitigation and contribute to the sustainable soil use. Biochar has been used as fertilizer and may be a potential alternative to metal stabilization to *in situ* remediation because can reduce bioavailability and lixiviation of metals by adsorption and other physicochemical soil reactions. This manuscript recommends the use of biochar, plants and beneficial microorganisms for assisted remediation of soils polluted with mines residues in order to give a sustainable and safe soil use.

Key words: phytostabilization, assisted remediation, soil contamination, mining.

Introducción

Los metales pesados se han convertido en un problema ambiental particularmente grave, debido a que estos contaminantes no se degradan y se acumulan en los organismos vivos en los diferentes niveles de la cadena trófica (Gündogan *et al.*, 2004). Por tanto, se han estudiado diferentes alternativas de remediación para disminuir la disponibilidad y los riesgos que estos contaminantes constituyen. Varios estudios han probado que la aplicación de materiales inorgánicos y orgánicos estabilizan los contaminantes en el suelo, es decir controlan su movilidad y disponibilidad, además de mejorar las propiedades intrínsecas del suelo que le permiten soportar la vida. En los últimos años, diferentes enmiendas se han probado para estabilizar los metales pesados en el suelo. Por ejemplo, se sugiere usar compost de una gran variedad de productos, biosólidos municipales, abonos orgánicos, cenizas, óxidos de hierro, zeolitas naturales y modificadas, etc.

El uso de las enmiendas favorece la calidad del suelo por balance del pH, adición de materia orgánica, incremento en la capacidad de retención de agua, restablecimiento de la comunidad microbiana, reducción de la compactación del suelo, y sobre todo por reducción de las concentraciones tóxicas. El uso de enmiendas favorece la remediación, revegetación, reutilización de materiales y revitaliza ecológicamente el suelo contaminado. Debido a su amplia disponibilidad, características físicas y químicas favorables, estas enmiendas recibieron gran atención (Farooq *et al.*, 2010). Sin embargo, hay otros compuestos orgánicos ricos en carbono, que además de modificar favorablemente las propiedades físico químicas del suelo, influyen positivamente el manejo de los contaminantes en el suelo. Tal es el caso de enmiendas como el biochar o terra preta.

El biochar es un producto biológico, de grano fino, de baja densidad y poroso, que se obtiene de la descomposición térmica de la biomasa por un proceso llamado pirolisis. Este proceso se realiza en ausencia de oxígeno o en niveles muy bajos (Rajiv *et al.*, 2012). En comparación con otros materiales orgánicos, el biochar naturalmente formado es muy estable (de cientos a miles de años) cuando se mezcla con el suelo. Por tanto representa una fuente que se remueve activamente del ciclo de carbono y puede utilizarse para el secuestro y almacenamiento de carbono en el suelo.

Las diversas propiedades físicas, químicas y biológicas del biochar representan diferentes aplicaciones para el mejoramiento de los suelos. Estudios recientes muestran que su incorporación en el suelo mejora su estructura, textura, porosidad, distribución de tamaño de las partículas estables y la densidad, lo que potencialmente puede alterar el contenido de oxígeno, la capacidad de almacenamiento de agua, la difusión de oxígeno y el contenido de nutrientes (Amonette y Joseph, 2009). El uso tradicional del biochar ha sido como fertilizante del suelo porque tiene la capacidad de liberar cantidades importante de fósforo y otros nutrientes esenciales como el azufre. Los beneficios de la aplicación agrícola del biochar también se basan en incrementar la retención de carbono y nitrógeno en el suelo.

Estudios recientes sugieren que el biochar puede ser una enmienda efectiva para suelos contaminados (Jiang *et al.*, 2012). El biochar promueve cambios relevantes en las propiedades de los suelos contaminados: incremento en el pH, mayor capacidad de intercambio catiónico y capacidad de retención de agua, disminución en la disponibilidad de contaminantes. Por tanto su uso en el establecimiento de una cobertura vegetal es una alternativa para inducir la estabilización de sitios contaminados (Fellet *et al.*, 2011), y mejorar las condiciones de crecimiento de las plantas, además de reducir las posibilidades de dispersión de contaminantes.

Sus múltiples propiedades también pueden proporcionar un hábitat adecuado para los microorganismos benéficos del suelo como los hongos micorrízico arbusculares y las bacterias promotoras del crecimiento. Lo anterior sugiere que el uso de biochar en sitios contaminados puede ser



relevante para establecer estrategias de fitoestabilización exitosas, considerando la combinación de plantas, microorganismos, enmiendas orgánicas, entre éstas, el biochar.

Fitorremediación de sitios contaminados

La fitorremediación involucra el uso de ciertas especies vegetales para asimilar, metabolizar o transformar contaminantes peligrosos para el ambiente. Es una tecnología para la restauración de sitios contaminados, con un atractivo enfoque como una tecnología estéticamente agradable; socialmente aceptable y de bajo costo. La fitorremediación se considera como una alternativa con responsabilidad ecológica para el ambiente. Se supone que ayuda a prevenir la destrucción del paisaje, aumenta la actividad y diversidad de los microorganismos del suelo, no contribuye al deterioro de la calidad del suelo y puede ayudar a reestablecer sus servicios ambientales. No implica una contaminación secundaria comparada con los métodos convencionales que actualmente se utilizan: la excavación, el lavado de suelos, los tratamientos térmicos etc. (Alkorta *et al.*, 2004; Qixing *et al.*, 2011).

La fitoestabilización es la alternativa biológica, dentro de la fitorremediación, que utiliza la propiedad de algunas plantas para disminuir la biodisponibilidad de los contaminantes y eliminar o reducir las vías de exposición (León-Lobos *et al.*, 2011). Los contaminantes se adsorben o acumulan en las raíces y en el suelo. La fitoestabilización es una estrategia de remediación de largo plazo y es económicamente redituable. Promueve el establecimiento de vegetación para reducir el riesgo de la transferencia de contaminantes. El objetivo principal de la fitoestabilización es el control y la mitigación de los posibles riesgos ambientales ligados a los contaminantes presentes en el suelo. Por ejemplo, la transferencia de los contaminantes a las aguas subterráneas, la introducción en la cadena alimentaria del hombre.

Biochar en la estabilización de contaminantes

La estructura física microscópica de biochar y su abundancia de grupos funcionales polares, tales como carboxílico, hidroxilo y grupos amino (Wang *et al.*, 2010) son las piezas clave de su éxito en la reducción de la contaminación por metales pesados (Suppadit, 2003). Los metales pesados tales como Cd, Cu y Pb a menudo suelen encontrarse en sitios contaminados y su movilidad y biodisponibilidad son una preocupación global (Uchimiya *et al.*, 2010). Se sabe los diversos grupos funcionales forman complejos con Cu y Pb, por lo que son fácilmente adsorbidos por la superficie del suelo (Liu y Zhang 2009).

Li *et al.* (2013), mostraron que la adsorción de los metales pesados se produce predominantemente a través de las interacciones electrostáticas entre cationes metálicos y la superficie cargada negativamente del biochar. Chen *et al.* (2010), probaron que el biochar fue más efectivo que el abono con residuos verdes en reducir la disponibilidad de Cu, Pb y Cd. Lo anterior se debió al aumento en la superficie de intercambio, pH y CIC. También porque el fosfato formó precipitados estables con Pb y Cd, lo que incrementó la fijación de los metales en el suelo. El biochar es rico en componentes alcalinos (Ca, Mg, K) los cuales contribuyen a la neutralización de la acidez del suelo y constituyen una fuente de estos iones requeridos por las plantas.

Uso de microorganismos benéficos en la fitorremediación

A pesar de que las enmiendas pueden aumentar los procesos de fitoestabilización, otro factor crítico que determina la eficiencia de este proceso es la rizósfera (ambiente influenciado por las raíces de las plantas). Por lo cual, una alternativa prometedora y que puede usarse en forma sinérgica con las

enmiendas químicas, es la aplicación de microorganismos (Rajkumar y Freitas, 2008). La biotecnología de fitorremediación también involucra el uso de microorganismos, a este proceso se le denomina fitorremediación asistida por microorganismos (González-Chávez, 2005). Los microorganismos tienen la capacidad de afectar la absorción y la inmovilización de los metales pesados mediante la alteración de su movilidad y biodisponibilidad (Glick, 2010). En adición, el crecimiento y la nutrición de la planta se promueven por una serie de sustancias secretadas por los microorganismos como lo son los sideróforos y hormonas (Denton, 2007; Rajkumar y Freitas, 2008). Finalmente, durante estos últimos años los estudios demuestran que la aplicación de la fitoestabilización, en conjunto con enmiendas y la participación de la rizósfera, puede ser una técnica sostenible de rehabilitación de suelos (Alkorta *et al.*, 2004; Dickinson *et al.*, 2009; Kuffner *et al.*, 2008).

El uso de los hongos micorrízico arbusculares es muy importante en las prácticas de fitorremediación. La gran mayoría de las especies vegetales que se desarrollan en sitios contaminados son naturalmente micorrízicas (establecen la relación simbiótica en sus raíces). La colonización radical por estos hongos es una regla, más que una excepción.

El micelio externo de estos hongos constituye entre 80 y 90% de la biomasa fúngica en el suelo y al tener diámetros 60 veces menores al de las raíces, puede explorar y participar de manera significativa en la absorción y translocación de elementos esenciales para las plantas y que se encuentran en el suelo. Sin embargo, funcionan como filtros de contención cuando se trata de contaminantes tóxicos para las plantas.

Las plantas al estar colonizadas por estos hongos, tienen mayor oportunidad de establecerse y sobrevivir en los sitios contaminados. Los hongos arbusculares tienen mecanismos de tolerancia a metales (extensa revisión en González-Chávez *et al.*, 2004); lo cual permite que las plantas incrementen su tolerancia a estos contaminantes. Estos organismos son cruciales para la revegetación de áreas contaminadas, cuando se considera la estabilización de los contaminantes en el suelo. Las hifas del micelio externo de estos hongos producen abundantemente una proteína denominada glomalina, la cual participa en el secuestro irreversible de metales pesados. También esta proteína está fuertemente implicada en el secuestro de carbono en el suelo, por ser altamente recalcitrante a la descomposición y por contener alto contenido de carbono (40 - 50%). Se considera un importante factor en la mitigación del cambio climático (González-Chávez *et al.*, 2010).

Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (BPCV) tienen potencial para influir positivamente en el crecimiento de la planta, así como en su rendimiento (De-Bashan *et al.*, 2010). Las bacterias son capaces de colonizar las raíces, propagarse, sobrevivir y dispersarse a lo largo de la raíz en presencia de la microflora indígena (Bakker *et al.*, 2007; Gamalero *et al.*, 2009), y tienen alta plasticidad adaptativa para sobrevivir en ambientes hostiles y modificarlos paulatinamente. Investigación previa utilizó a las BPCV para fortalecer la salud de las plantas y aumentar sus rendimientos, ya que éstas promueven indirectamente el crecimiento de las plantas actuando como agentes de control biológico. A través de la supresión de enfermedades que originan los microorganismos fitopatógenos de la rizósfera (Bakker *et al.*, 2007; Gamalero *et al.*, 2009; Qixing *et al.*, 2011). Posteriormente, a partir de los conocimientos adquiridos en la agricultura sostenible, se idearon estrategias de fitorremediación de suelos contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos considerando a las BPCV.

La mayoría de los estudios muestran que la biomasa microbiana, abundancia y composición de la comunidad microbiana, y la actividad enzimática se incrementan por la adición de biochar. Solo ocasionalmente, disminuye la abundancia de los hongos micorrízicos en suelos tratados con biochar, lo cual probablemente se debe al incremento en la disponibilidad de nutrientes, reduciendo la necesidad de estos simbiontes (Lehmann *et al.*, 2011). Sin embargo, bajo condiciones de contaminación con metales pesados, la interacción biochar-BPCV-hongos micorrízicos-plantas no se ha estudiado en el proceso de fitoestabilización.



Perspectivas del uso de biochar en la fitorremediación y secuestro de carbono en el suelo

El biochar en el suelo es estable y por tanto, ésta fuente se remueve del ciclo del carbono, por tanto provee beneficio sustancial neto en el balance de los gases con efecto invernadero; lo cual mitiga el cambio climático. Debido a que el biochar modifica favorablemente diferentes propiedades fisicoquímicas del suelo, se incrementa la calidad del suelo y al mismo tiempo contribuye su uso sostenible de la tierra. Para que el uso de biochar sea sostenible, éste debería producirse de materiales de desecho (residuo de cultivos y forestales, jardines, alimento y abonos animales).

Las condiciones fisicoquímicas que se encuentran en los sitios contaminados impiden el establecimiento de plantas y por tanto limitan el secuestro de carbono en estos sitios. El biochar puede manejarse como una enmienda que no solo disminuye los efectos de los contaminantes en el suelo, sino que también favorece el establecimiento de plantas y el secuestro de carbono en el suelo. Varios autores sugieren la combinación de compostas, abonos y otras enmiendas en combinación con biochar (Beesley *et al.*, 2011). Estas combinaciones pueden ser más efectivas para el desarrollo de suelos fértiles y con una franca estabilización de contaminantes que favorezcan la revegetación y el secuestro de carbono.

Existen reportes que el biochar aplicado al suelo incrementa la resistencia a patógenos fúngicos foliares como *Botrytis cinerea* y *Leveillula taurica*. También tienen efecto sobre plagas como *Polyohagotarsonemus latus* Banks (mitas de tomate y chile) (Elad *et al.*, 2010). La importancia del uso del biochar se incrementará a corto plazo, porque varios reportes muestran que éste también disminuye la toxicidad de compuestos aromáticos como el fenantreno, bifenilos policlorados, herbicidas, como la atrazina, simazinay acetoclor (Spokas *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2010; Zheng *et al.*, 2010) e insecticidas como el cloropirifos y carbofuran (Yu *et al.*, 2009).

Conclusiones

Es necesaria más investigación para certificar el uso del biochar en diferentes sitios contaminados y es necesario profundizar en los mecanismos involucrados en la retención y liberación de contaminantes a través del tiempo, el efecto de la combinación con otras prácticas de remediación (enmiendas, microorganismos, plantas) para asegurar el manejo de la remediación coincide con la sostenibilidad ecológica. Así como establecer las cantidades mínimas requeridas para que funcione óptimamente bajo distintas condiciones, como son los suelos contaminados, que usualmente contienen distintas concentraciones de elementos. También es relevante relacionar estos efectos benéficos del biochar en la estabilización de contaminantes con el inherente secuestro de carbono en el suelo y su efecto en la mitigación del cambio climático. Como complemento ver en este mismo número el tema: Enlazando fitorremediación de sitios contaminados y secuestro de carbono como servicio ambiental.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto FORDECyT 191357.

Bibliografía

- Alkorta I., J. Hernández-Allica, J. M. Becerril, I. Amezaga, I. Albizu, C. Garbisu. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3:71-90.
- Amonette J. E., S. Joseph. 2009. Characteristics of biochar: microchemical properties. Chapter 3. En: Lehmann J., S. Joseph (eds). *Biochar for environmental management science and technology*. Earthscan, London. pp. 33-52.

- Bakker P., J. Raaijmakers, G. Bloemberg, M. Hofte, P. Lemanceau, B. Cooke. 2007. New perspectives and approaches in plant growth-promoting rhizobacteria research. Netherlands, Springer. pp. 243-254
- Beesley L., E. Moreno-Jiménez, J. L. Gomez-Eyles, E. Harris, B. Robinson, T. Sizmur. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* 159:3269-3282.
- Chen Y., Y. Shinogi, M. Taira. 2010. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. *Soil Research* 48:526-530.
- De-Bashan L. E., J. P. Hernandez, Y. Bashan, R. M. Maiera. 2010. *Bacillus pumilus* ES4: Candidate plant growth-promoting bacterium to enhance establishment of plants in mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 69:343-352.
- Denton B. 2007. Advances in phytoremediation of heavy metals using plant growth promoting bacteria and fungi. *MMG* 445. *Basic Biotechnology* 3:1-5.
- Dickinson N. M., A. J. M. Baker, A. Doronila, S. Laidlaw, R. D. Reeves. 2009. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation* 11:97-114.
- Elad Y., D. David, Y. Harel, M. Borenshtein, H. Kalifa, A. Silber. 2010. Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology* 100:913-921.
- Farooq U., J. A. Kozinski, M. A. Khan, M. Athar. 2010. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents –a review of the recent literature. *Bioresource Technology* 101:5043-5053.
- Fellet G., L. Marchiol, G. Delle Vedove, A. Peressotti. 2011. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere* 83:1262-1267.
- Gamalero E., G. Lingua, G. Berta, B. R. Glick. 2009. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Canadian Journal of Microbiology* 55:501-514.
- Glick B. R. 2010. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances* 28:367-374.
- González-Chávez M. C. 2005. Recuperación de suelos contaminados con metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizosféricos. *Terra Latinoamericana* 23:29-37.
- González-Chávez M. C., J. A. Aitkenhead-Peterson, T. J. Gentry, D. Zuberer, F. Hons, R. Loeppert. 2010. Soil microbial community, C, N, and P responses to long-term tillage and crop rotation. *Soil Tillage Research* 106:285-293.
- González-Chávez M. C., R. Carrillo-González, S. F. Wright, K. A. Nichols. 2004. Role of glomalin, protein produced by hypha of arbuscular mycorrhizal fungi in the sequestration of potentially toxic elements. *Environmental Pollution* 130: 17-323.
- Gündogan R., B. Acemioğlu, M. H. Alma. 2004. Copper (II) adsorption from aqueous solution by herbaceous peat. *Journal of Colloid Interface Science* 269:303-309.
- Jiang J., X. Ren, J. Tian-yu, L. Zhuo. 2012. Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. *Journal of Hazardous Materials* 229:145-150.
- Kuffner M., M. Puschenreiter, G. Wieshammer, M. Gorfer. 2008. Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows. *Plant and Soil* 304:35-44.
- Lehmann J., M. C. Rillig, J. Thies, C. A. Masiello, W. C. Hockaday, D. Crowley. 2011. Biochar effects on soil biota: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43:1812-1836.
- León-Lobos P., R. Ginocchio, A. Baker. 2011. Fitoestabilización de depósitos de relaves. En: Chile Guía N° 3: Flora y Vegetación Asociadas a Relaves Mineros Abandonados, Santiago, Chile.
- Li M., Q. Liu, L. Guo, Y. Zhang, Z. Y. Wang, G. Qian. 2013. Cu(II) removal from aqueous solution by *Spartina alterniflora* derived biochar. *Bioresource Technology*. Consultado en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.096>.
- Liu F, S. Zhang. 2009. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass. *Journal of Hazardous Materials* 167:933-939
- Qixing Z., C. Zhang, Z. Zhineng, L. Weitao. 2011. Ecological remediation of hydrocarbon contaminated soils with weed plant. *Journal of Resources and Ecology* 2:97-105.
- Rajiv R., K. P. Ashok, D. Anupam, D. Das. 2012. Biochar application in soils mitigate climate change through carbon sequestration. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 3:79-83.
- Rajkumar M., H. Freitas. 2008. Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere* 71:834-842.
- Spokas K., W. Koskinen, J. Baker, D. Reicosky. 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere* 77:574-581.
- Suppadit T. 2003. Environmental health management. The Graduate School of Social and Environmental Development, National Institute of Development Administration. Bangkok, Thailand. 240 pp.
- Uchimiya M., I. M. Lima, K. T. Klasson, S. Chang, L. H. Wartelle, J. Rodgers. 2010. Immobilization of heavy metal ions (Cu, Cd, Ni and Pb) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 58:5538-5544.



- Wang X. S., L. F. Chen, F. Y. Li, K. L. Chen, W.Y. Wan, Y. J. Tang. 2010. Removal of Cr(VI) with wheat-residue derived black carbon: reaction mechanism and adsorption performance. *Journal of Hazardous Materials* 175:816-822.
- Wang Y., L. Wang, G. Fang, H. M. S. K. Herath, Y. Wang, L. Ca, Z. Xie, D. Zhou. 2013. Enhanced PCBs sorption on biochars as affected by environmental factors: Humic acid and metal cations. *Environmental Pollution* 172:86-93.
- Yu X., G. Ying, G. R. Kookana. 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere* 76:665-671.
- Zhang H., K. Lin, H. Wang, J. Gan. 2010. Effect of *Pinus radiata* derived biochars on soil sorption and desorption of phenanthrene. *Environmental Pollution* 158:2821-2825.
- Zheng W., M. Guo, T. Chow, D. Bennett, N. Rajagopalan. 2010. Sorption properties of greenwaste biochar for two triazine pesticides. *Journal of Hazardous Materials* 181:121-126.

5.2 Dinámica de la materia orgánica del suelo bajo cultivo de cebada (*Hordeum vulgare*): efecto de la aplicación de composta y biochar

Jiménez-de Santiago Diana E.¹ y Siebe-Grabach C.¹

¹Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510 Ciudad de México. Autor para correspondencia: delisa_jisant@hotmail.com

Resumen

En este trabajo se evalúa la aplicación de diferentes abonos orgánicos a dos suelos cultivados con cebada (*Hordeum vulgare*) en invernadero. Un suelo provino de un bosque del Parque Ecológico de la Ciudad de México (Regosol vítrico), y otro del exlago de Texcoco (Solonchak gléi-mólico). Los abonos evaluados fueron: a) Composta de residuos orgánicos de la ciudad de México (CCM), b) Composta de residuos de jardinería (CUNAM) y c) biochar producido con residuos de jardinería. Cada abono fue aplicado en 3 dosis. Se evaluaron 2 cortes de planta. Las variables de respuesta fueron la altura, la producción de biomasa y la supervivencia de plantas. Los mejores resultados se observaron en el Regosol; aunque en el Solonchak la adición de los abonos mejoró considerablemente el crecimiento de las plantas respecto al testigo. La mayor altura se obtuvo con la CCM en dosis media y biochar en dosis alta en el Regosol. En el primer corte no hay diferencia de la aplicación de los diferentes abonos en la biomasa vegetal, mientras en el segundo corte los mejores resultados se obtuvieron en el Regosol con la CCM y la CUNAM, ambas en la dosis alta. Finalmente, la mayor supervivencia de plantas se observó en el primer corte en el Regosol con la CUNAM en la dosis alta. Se pretende analizar también el contenido y la calidad de la materia orgánica de los suelos para evaluar la contribución de los abonos a la captura de carbono.

Palabras clave: abonos orgánicos, Regosol, Solonchak.

Introducción

Una opción para mitigar la creciente emisión de gases de efecto invernadero es la transformación de residuos orgánicos (RO) en composta y su aplicación al suelo como mejoradores. Lo anterior puede ser viable en sitios donde por un lado se generan grandes cantidades de residuos y, por otro lado, existen grandes superficies con suelos degradados. Este es el caso en la ciudad de México, donde desde 2011 se separa la basura orgánica colectada en la ciudad para producir en promedio 292 000 t de composta al año, y donde los suelos circundantes a la planta de composteo se encuentran ensalitrados.

La composta es la descomposición aerobia controlada de RO por microorganismos específicos (EPA, 1994). Los productos de la composta son materiales más o menos estables parecidos al humus, calor, agua y CO₂. Ayuda a disminuir la cantidad de RO, al mismo tiempo, produce un producto viable que mejora las condiciones del suelo, disminuye la erosión, aumenta la disponibilidad de agua, recicla nutrientes para la agricultura y reduce el costo de deposición final de residuos (EPA, 1994; Hargreaves *et al.*, 2008).

Por otro lado, el biochar es un producto rico en carbón, obtenido mediante un proceso de pirolisis con un bajo contenido de oxígeno a temperaturas relativamente bajas (<700 °C). Es utilizado para mejorar la productividad del suelo y para almacenar carbono. La cantidad de nutrientes y su disponibilidad depende de la naturaleza del biochar y de las condiciones de pirolisis bajo las cuales es

producido, dichos factores permiten una gran heterogeneidad entre cada biochar, incluso proveniente del mismo material (Lehmann y Joseph, 2009).

El objetivo de este trabajo es evaluar la aplicación de diferentes abonos orgánicos a dos suelos cultivados con cebada (*Hordeum vulgare*) en condiciones de invernadero.

Materiales y métodos

Las semillas de cebada utilizadas fueron traídas de la facultad de ciencias de la UNAM. El suelo fue colectado de dos sitios. El primero es un Solonchak gléi-mólico (SLO) proveniente del exlago de Texcoco en las coordenadas 19°32'50" N y 98°59'74" O con una elevación de 2230 m s.n.m. El segundo es un Regosol vítrico (RGO) proveniente del Parque Ecológico de la Ciudad de México en las coordenadas 19°15'0.40"N y 99° 11' 53.7" O con una elevación de 2642 m s.n.m. Ambos suelos fueron secados al aire y tamizados con un tamiz malla 2mm.

Los abonos orgánicos evaluados fueron tres: i) composta producida con residuos orgánicos proveniente del bordo poniente la ciudad de la ciudad de México (CCM), ii) composta producida con residuos de jardinería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (CUNAM) y, iii) Biochar producido con residuos de jardinería de la UNAM (BIO).

Las mezclas de cada uno de los suelos con los diferentes abonos orgánicos se hicieron en relación %V/V. De cada tratamiento evaluado se hicieron 3 repeticiones (Cuadro 1). Antes de establecer el experimento se realizó una prueba de máxima retención de humedad, a partir de la cual se estableció la cantidad de muestra (suelo + mejorador) necesaria para tener un contenido de humedad del 80%.

Cuadro 1. Tratamientos evaluados en el suelo SLO y RGO

No tratamiento	Mejorador	Dosis (% V/V)
1	CCM	0
2	CCM	25
3	CCM	50
4	CUNAM	0
5	CUNAM	25
6	CUNAM	50
7	BIO	0
8	BIO	10
9	BIO	20

Establecimiento del experimento

Para establecer el experimento se utilizó el invernadero del instituto de Geología de la UNAM. El invernadero tiene una temperatura promedio de 25 ± 2 °C y un porcentaje de humedad de 50-60%. Los tratamientos fueron colocados de forma aleatoria, 27 macetas correspondieron al SLO y 27 al RGO (9 tratamientos x 3 repeticiones). En cada maceta se sembraron 50 semillas. Las macetas fueron aleatorizadas cada 10 días para evitar sesgo debido a su posición en del invernadero. El riego se llevó a cabo cada 5 ± 1 días manteniendo las macetas a 80% de su capacidad de máxima retención de agua. Las variables evaluadas fueron: supervivencia de plantas, altura de planta y biomasa seca.

Toma de datos

Para obtener los datos se hicieron dos cortes, el primer corte (C1) a los 30 días de haber establecido el cultivo y el segundo corte (C2) a los 88 días. Para cada uno de los cortes se utilizaron tijeras de poda y cada una de las plantas fue cortada a 2cm sobre la superficie del suelo.

Supervivencia de plantas (Sp). La Sp se refiere al número de plantas que estaban vivas al momento del corte. Se contaron manualmente el número de plantas vivas que había en cada maceta.

Altura de la planta (Ap). Es la longitud de la planta desde la superficie del suelo hasta la punta de la hoja superior. Se elegían tres plantas representativas de cada maceta y se medían usando un flexómetro.

Biomasa seca (Bs). Es el peso seco de todas las plantas que crecieron en cada una de las macetas, después de cada corte. Las plantas fueron colocadas en bolsas de papel y puestas a secar en una estufa de secado a 60 °C durante 48 h, posteriormente fueron pesadas en una balanza analítica.

Análisis estadístico

El análisis de los datos obtenidos del experimento fue analizado con un análisis factorial utilizando el programa Statistica v10®, los gráficos fueron realizados con el programa SigmaPlot®. Se analizó por separado cada tipo de suelo y se compararon las dos fechas de corte en cada uno de los tratamientos. Para los datos de la variable Ap, se hizo una transformación de la variable discreta (número de plantas vivas) a continua calculando la raíz cuadrada a cada valor.

Resultados

Supervivencia de plantas

Los resultados de Sp para cada uno de los tratamientos en los diferentes suelos se muestran en la Figura 1. Para el suelo SLO en el C1 (Figura 1a) se observa un efecto positivo en la aplicación de CCM y CUNAM comparado con los tratamientos testigos (1, 4 y 6). La mayor Sp se obtuvo con la aplicación de la CUNAM 25 y 50%V/V y con la dosis más alta de BIO 20%V/V. En el C2 (Figura 1b) se observa una disminución general del número de plantas vivas, la mayor Sp se mantuvo con CUNAM 50%V/V y también de BIO 20%V/V. Para el suelo RGO en C1 (Figura 1c) no se observa un claro efecto de la aplicación de los diferentes abonos con respecto a los testigos. La mayor Sp se obtuvo con la CUNAM 25 y 50%V/V y el BIO 20%V/V. En el C2 (Figura 1d) se observa una disminución en el número de plantas vivas y, la mayoría de los tratamientos no tienen diferencias significativas. La mayor Sp se obtuvo con CUNAM 50%V/V y dos testigos (tratamiento 1 y 7) para el BIO.

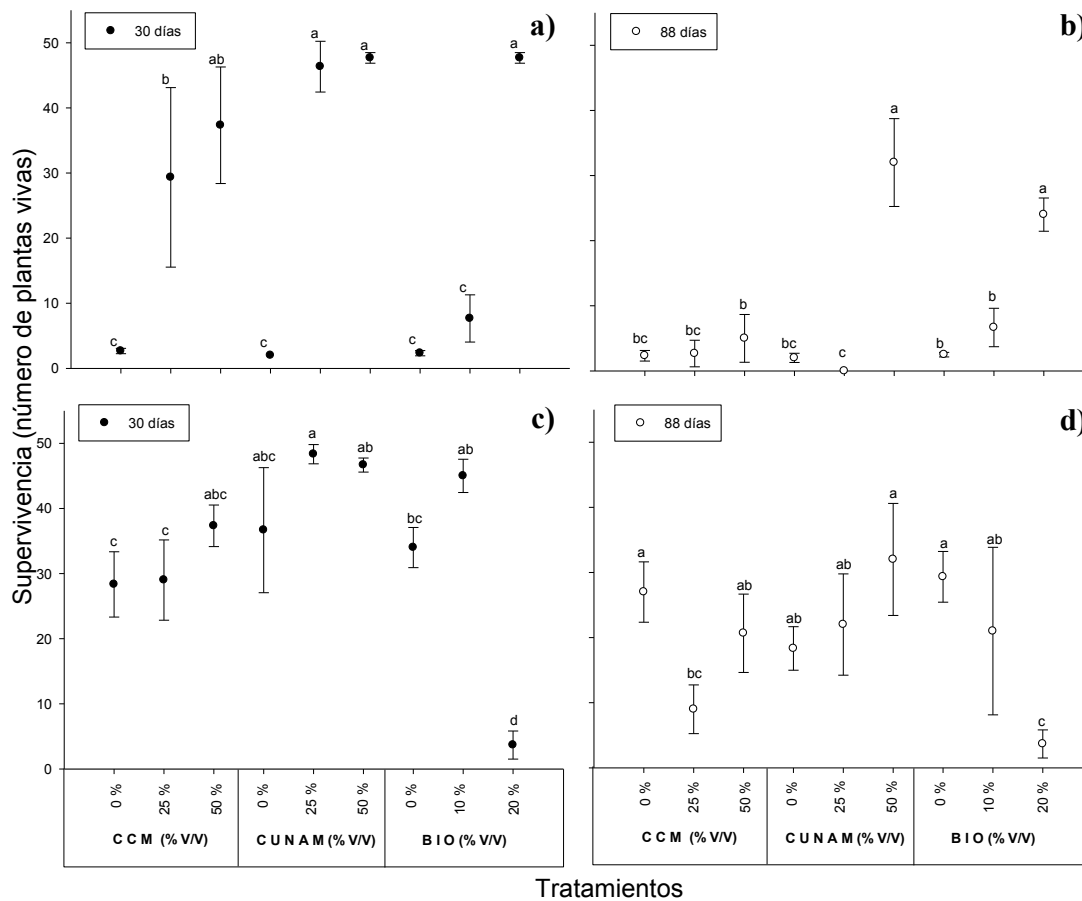


Figura 14. Supervivencia de las plantas a) suelo SLO a los 30 días de siembra ($p= 0.0027$; b) suelo SLO a los 88 días de siembra ($p= 0.00012$); c) suelo RGO a los 30 días de siembra ($p= 0.000001$); d) suelo RGO a los 88 días de siembra ($P= 0.0033$). Las barras verticales indican la desviación estándar y las letras las diferencias entre los tratamientos.

Altura de la planta

La altura promedio de las plantas de cebada para cada uno de los tratamientos en los diferentes suelos se muestra en la Figura 2. Para el suelo SLO en el C1 (Figura 2a) se observa un efecto positivo en la aplicación de CCM y CUNAM comparado con los tratamientos testigos. Para el caso del BIO no hubo diferencias entre ninguno de los tratamientos. En el C2 (Figura 2b) no hay claras diferencias en la Ap para los tratamientos, excepto CUNAM 25%V/V y BIO 20%V/V. La mejor respuesta de Ap se obtiene con CCM 25%V/V.

Para el suelo RGO en el C1 (Figura 2c) se observa un efecto positivo de la aplicación de la CCM conforme aumenta la dosis, para la CUNAM hay un efecto positivo solamente para la dosis 25% V/V comparado con el tratamiento testigo, mientras que, para el BIO no hay diferencias entre los tratamientos. En el C2 (Figura 2d), se observan diferencias en la aplicación los abonos comparados con los tratamientos testigos. La mejor respuesta se obtiene con ambas dosis de la CCM y el BIO en la dosis más alta, mientras que, la menor Ap se obtiene con el BIO en la dosis 25%V/V.

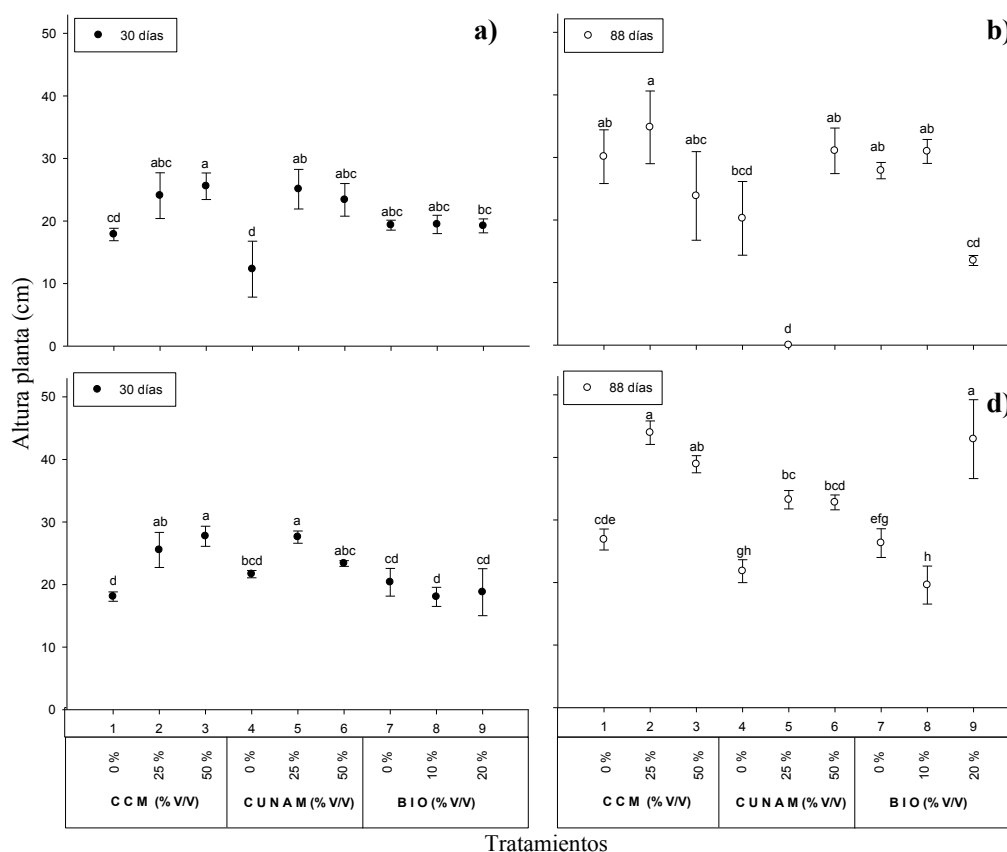


Figura 15. Altura promedio de las plantas para: a) suelo SLO a los 30 días de siembra ($p = 0.054$); b) suelo SLO a los 88 días de siembra ($p = 0.0017$); c) suelo RGO a los 30 días de siembra ($p = 0.0081$); d) suelo RGO a los 88 días de siembra ($p = 0.000042$). Las barras verticales indican la desviación estándar y las letras las diferencias entre los diferentes tratamientos.

Biomasa seca

Los resultados de la Bs de las plantas de cebada para cada uno de los tratamientos en los diferentes suelos se muestra en la Figura 3. Para el suelo SLO en C1 (Figura 3a) se observa un efecto positivo en la aplicación de abonos orgánicos comparado con los tratamientos testigos. Para el caso de la CCM y la CUNAM no hay un efecto en las dosis aplicadas, mientras que, para el BIO si hay un efecto en las dosis de aplicación. En el C2 (Figura 3b), para la CCM no hay diferencias en la Bs para las tres diferentes dosis, para la CUNAM hay un efecto positivo de la dosis más alta (50%V/V) comparada con las otras dosis y, para el BIO el mejor resultado se observa en la dosis 10%V/V.

Para el suelo RGO en el C1 (Figura 3c) se observa un efecto en la aplicación de abonos orgánicos comparado con los tratamientos testigos. Para el caso de la CCM hay un efecto positivo conforme aumenta la dosis, para la CUNAM hay un efecto positivo comparado con el tratamiento testigo, sin embargo, no hay efectos entre las dosis 25 y 50%V/V, mientras que, para el BIO hay un efecto positivo de la dosis 25%V/V pero un efecto negativo de la dosis 50%V/V. En el C2 (Figura 3d), para la CCM y la CUNAM los datos muestran altas desviaciones estándar, los mejores resultados se obtienen con CCM 50%V/V y CUNAM 50%V/V, para BIO se observa un efecto negativo de la aplicación del abono en la Bs de las plantas.

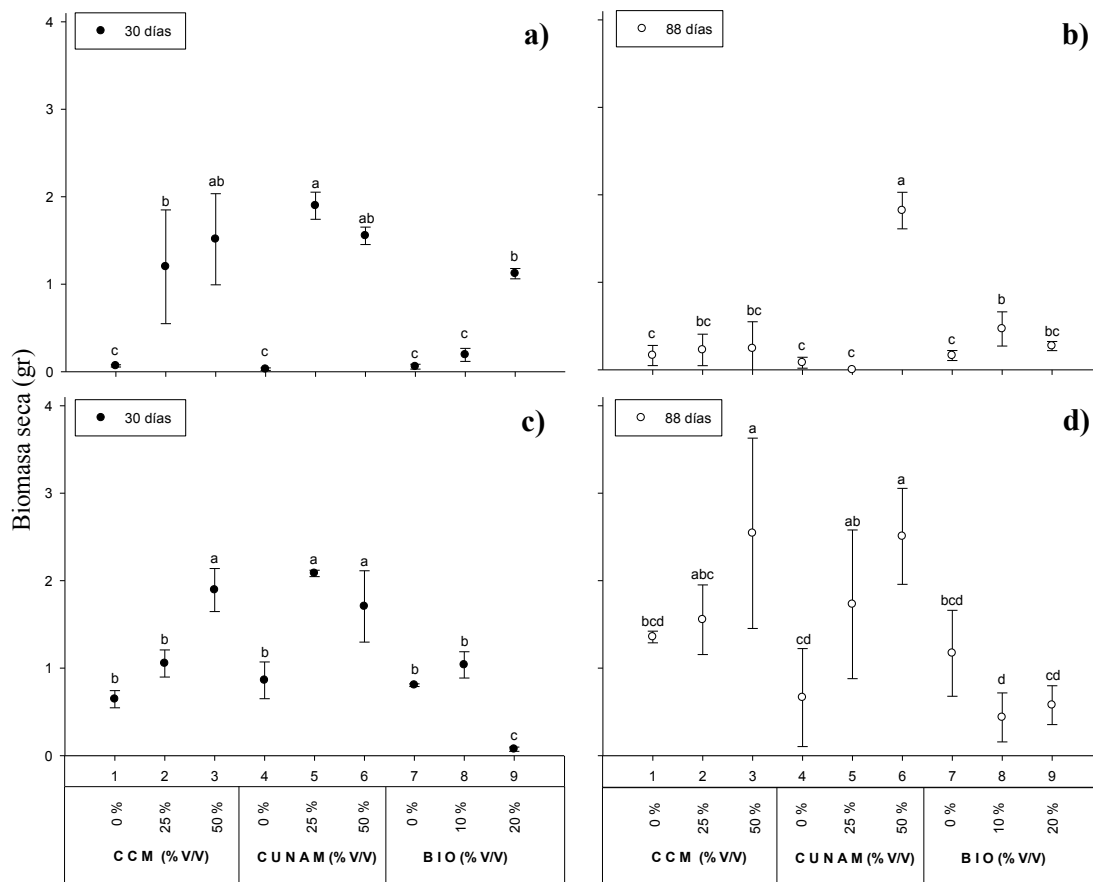


Figura 16. Biomasa seca (gr) de las plantas en: a) suelo SLO a los 30 días de siembra ($p=0.022$); b) suelo SLO a los 88 días de siembra ($p= 0.00000$); c) suelo RGO a los 30 días de siembra ($p= 0.000014$); d) suelo RGO a los 88 días de siembra ($p= 0.0202$). Las barras verticales indican la desviación estándar y las letras las diferencias entre los diferentes tratamientos.

Discusión

Con base en los resultados obtenidos y en las características de cada sitio, se corrobora que los mejores resultados se observan en el suelo RGO, esto se explica porque el RGO es un medio adecuado donde crecen las plantas, dadas las características del sitio, provee de alimento al menos suficiente para que se desarrollen los cultivos. Debido al suficiente abastecimiento de nutrientes en el RGO, no se observan diferencias significativas en la aplicación de abonos orgánicos en la variable Ap (Figura 2c). Incluso puede provocar resultados negativos si se excede en mucho la dosis del abono, como en el caso del C1 donde se aplicó BIO 20%V/V (Figuras 1c) o en el caso de la Bs (Figura 3c).

En el caso del suelo SLO se observa claramente el efecto de la aplicación de cualquier abono en las diferentes variables. El SLO tiene propiedades que limitan el desarrollo de plantas, como la disminución del potencial osmótico que implica una mayor dificultad para absorber agua para las raíces de las plantas, toxicidad por sodio (Na) y cloro (Cl), y baja disponibilidad de nutrientes debido al pH (Fernández, 2006). En consecuencia, al aplicar abonos orgánicos se aumenta la disponibilidad de agua, se amortigua el pH y hay mayor disponibilidad de nutrientes necesarios para las plantas que permiten el desarrollo de cultivos (Figuras 1a, 1b, 3a, 3b). Sin embargo, es importante señalar que dosis

muy altas como en el caso de CCM y CUNAM 50%V/V no tienen efecto significativo sobre las variables evaluadas al compararlas con la dosis 25%V/V.

Se observa una mejor respuesta de la aplicación de CCM a las diferentes variables estudiadas en el C1. Esto puede deberse a la disponibilidad de los nutrientes por la baja relación C/N: 11 (valor promedio, tomado de: Michler, 2013). Sin embargo, en el C2 la mejor respuesta se obtiene con CUNAM lo cual puede explicarse por el material de origen de la composta (Bacre *et al.*, 2012) que necesita más tiempo para mineralizarse.

Conclusiones

Existe una respuesta positiva del cultivo de cebada a la aplicación de abonos orgánicos al suelo, principalmente cuando se adiciona a suelos con problemas de salinidad y sodicidad.

En los suelos con buenas propiedades como el RGO, la aplicación de abonos orgánicos debe ser regulada correctamente para no crear efectos negativos en los cultivos

En la siguiente fase del trabajo, se espera someter los suelos a análisis físicos y químicos para evaluar su contribución a disminuir la emisión de GEI.

Bibliografía

- Bacre R., M. P. Ortega, S. Palacios, C. Siebe. 2012. Pérdida de carbono durante la estabilización de materia orgánica de residuos de jardín por medio de composteo aerobio y pirólisis anaerobia. XXXVII Congreso mexicano de la ciencia del suelo. Zacatecas, México.
- Fernández M. N. O. 2006. Variabilidad espacial de la salinidad y su efecto en la vegetación en el ex Lago de Texcoco: implicaciones para su monitoreo por percepción remota. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hargreaves J. C., M. S. Adl, P. R. Warman. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Review. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:1-14.
- Michler L. 2013. Assessment of Compost Produced from Organic Urban Residues by the Processing Plant of Mexico City. Bachelor Thesis. Universidad de Hohenheim, Alemania.
- Lehmann J., S. Joseph. 2009. Biochar for environmental management. Science and technology. Earthscan, UK y USA.
- EPA. 1994. Composting of yard Trimmings and Municipal solid Waste. Solid Waste and Emergency Response. EPA 530-R-94-003.



5.3 Evaluación de la tolerancia a sequía de cultivos en suelos mejorados con biochar

Villarreal-Manzo Luis A.¹; Waller Pete²; Freitas Bob²; Ryan Randy²; Artiola Janick² y Baez Arturo²

¹Colegio de Postgraduados, Campus Puebla km 125.5 Carretera Federal México-Puebla, Santiago Momoxpan, Mpio. de San Pedro Cholula, C.P. 72760, Puebla, México. Autor para correspondencia: lavilla@colpos.mx

²College of Agriculture and Life Sciences, Agricultural and Biosystems Engineering Department, The University of Arizona.

Resumen

Se evaluó la respuesta en crecimiento y rendimiento de cultivos establecidos en campo e invernadero en suelos áridos mejorados con biochar (carbón vegetal) y bajo un régimen de estrés hídrico. Fueron evaluadas tres concentraciones de biochar (10, 20, y 33% con base en volumen) en suelo y en suelo sólo con seis cultivos (alfalfa, trigo, algodón, sorgo grano, sorgo forrajero, y switchgrass), establecidos en un invernadero del Colegio de Agricultura y Ciencias de la Vida de la Universidad de Arizona en Tucson. Se encontró que el desarrollo de la alfalfa en altura y biomasa y también la biomasa tanto del sorgo para grano como el forrajero se incrementaron significativamente de acuerdo a la concentración de biochar. El porcentaje de extracción de agua realizada entre irrigaciones por los tratamientos del sorgo para grano y el forrajero se incrementó conforme la concentración de biochar. Una posible explicación de esto, es que una actividad micorrízica permitió al sistema radicular del sorgo extraer agua de los poros del biochar. La producción de biomasa del sorgo forrajero fue evaluada en un experimento de campo conducido en el Campo Agrícola Experimental Red Rock de la Universidad de Arizona. Se utilizó un modelo dual de simulación de la evapotranspiración (ET) encontrándose diferencias significativas en rendimiento de los cultivos simulados (sorgo forrajero, maíz, cilantro y cebolla), conforme la concentración de biochar incorporado al suelo. Finalmente, se obtuvieron en laboratorio curvas de retención de humedad del biochar, del suelo y de las mezclas biochar + suelo.

Palabras clave: irrigación, biochar, biomasa, sorgo, alfalfa, suelos áridos.

Abstract

This research evaluated crop growth response in a biochar amended southern Arizona Aridisol to periodic water stress under greenhouse and field conditions. Three concentrations of biochar (4.3%, 8.8%, and 16.4% by mass) in soil and a soil only control were evaluated in greenhouse experiments with six common or potential southern Arizona crops (alfalfa, wheat, cotton, grain sorghum, sweet sorghum, and switchgrass). Alfalfa height and biomass and sweet sorghum and grain sorghum biomass increased significantly with biochar concentration. There was no significant difference in cotton biomass or height among treatments. Moisture retention curves for biochar and soil are presented and used to analyze crop growth experiments. Sweet sorghum biomass production was evaluated in a field experiment with biochar incorporated in the top 20 cm of soil in one treatment.

Key words: irrigation, biochar, biomass, sorghum, alfalfa, Aridisol, arid lands.

Introducción

Los suelos áridos tienen un bajo contenido de materia orgánica debido a que la misma se mineraliza rápidamente. El biochar es un material que puede adicionar carbón de muy larga duración y

permanencia a estos suelos (Baldock y Smernik, 2002). El potencial del biochar como un hábitat microbiano y como fuente de humedad se manifiesta en la mejor tolerancia a la sequía de los cultivos. Para investigar esta hipótesis, se evaluó el crecimiento y desarrollo de alfalfa, trigo, algodón, sorgo para grano, sorgo forrajero y switchgrass en invernadero en tratamientos con tres concentraciones biochar/suelo y en suelo solo como control para un total de $4 \times 6 = 24$ tratamientos. Se aplicó un estrés hídrico periódico en todos los tratamientos para evaluar el efecto del biochar en la tolerancia de los cultivos a la sequía. Adicionalmente a los estudios en invernadero, un experimento de campo evaluó el crecimiento y rendimiento de sorgo forrajero en dos tratamientos: (1) 20% biochar por volumen en los primeros 20 cm de suelo y (2) sin biochar. Aproximadamente a la mitad del desarrollo fenológico del cultivo el riego se suspendió, y los dos tratamientos fueron estresados.

El biochar es un carbón poroso que es producido por la combustión de biomasa vegetal con presencia mínima o ausencia de oxígeno en un proceso conocido como pirolisis. Las técnicas de producción del biochar varían en cuanto a la temperatura utilizada, el tiempo de combustión y los procesos químicos involucrados. Una pirolisis rápida, la cual toma unos pocos segundos, es generalmente utilizada para convertir desechos orgánicos en un material de lodos y líquidos que es muy útil como combustible en plantas generadoras de energía eléctrica. De estos procesos se obtienen como subproductos cenizas y partículas muy pequeñas de biochar; el tamaño de estas partículas y las fracciones de aceite/lodos, biochar, y cenizas dependen de los parámetros de operación del proceso de pirolisis. Una pirolisis lenta en hornos, la cual toma algunos días, es utilizada para producir carbón para la industria alimenticia (carnes asadas, pollos al carbón, etc.), como mejorador de suelos en maceta, tratamiento de agua (carbón granular activado), y otros propósitos. El carbón producido mediante una pirolisis rápida es física y químicamente diferente que aquel producido a través de una pirolisis lenta. El presente estudio evaluó un biochar de mezquite producido en hornos tradicionales o “carboneras” (pirolisis lenta).

El biochar ha demostrado su habilidad para mejorar los rendimientos y la productividad de los cultivos, reduciendo el mismo la necesidad de aplicar algunos químicos y fertilizantes (Glaser, *et al.*, 2002; Lehmann, 2006). Glaser *et al.* (2002) aplicaron biochar a razón de 10% por masa de Ferrasoles altamente intemperizados (Amazonas) e incrementaron el rendimiento de arroz en un 17% sobre el control. En general, la respuesta del cultivo se incrementa hasta que una determinada máxima concentración de biochar es alcanzada y entonces empieza a disminuir (Lehmann y Rondon, 2006).

La hipótesis general de esta investigación fue que el suelo mejorado con biochar puede aumentar el rendimiento y producción de cultivos en los suelos áridos de Arizona bajo condiciones de sequía. De esta forma, el propósito general de esta investigación fue evaluar si la capacidad de retención de humedad del suelo y el rendimiento de los cultivos se incrementa en los suelos mejorados con biochar. Esta investigación tuvo tres objetivos específicos:

1. Evaluar el rendimiento y la extracción de agua de seis cultivos establecidos en invernadero en cuatro niveles de incorporación de biochar (0%, 10%, 20%, y 33% con base en volumen).
2. Comparar el rendimiento de sorgo en un tratamiento de un suelo mejorado con biochar y un control (sin biochar) en campo.
3. Evaluar las curvas de retención de humedad para el biochar y el suelo y utilizar este análisis en la evaluación de los experimentos de campo.

Materiales y métodos

Esta investigación incluyó un experimento en invernadero, un experimento de campo, y análisis de laboratorio de las características del biochar y del suelo. El experimento en el invernadero se enfocó en

mediciones de la extracción de agua por los cultivos establecidos, altura de plantas, biomasa en fresco y en seco, y desarrollo radicular de los cultivos. Fue conducido en las instalaciones de invernaderos del Colegio de Agricultura y Ciencias de la Vida (CALC) sobre el estacionamiento de la Calle 6ª en la Universidad de Arizona. El invernadero tuvo un control medioambiental automatizado, calentador, y un enfriador evaporativo (Figura 1). Se registraron promedios diarios de variables climáticas. En la Figura 2 se muestran las variables para los meses de abril y septiembre del 2008.

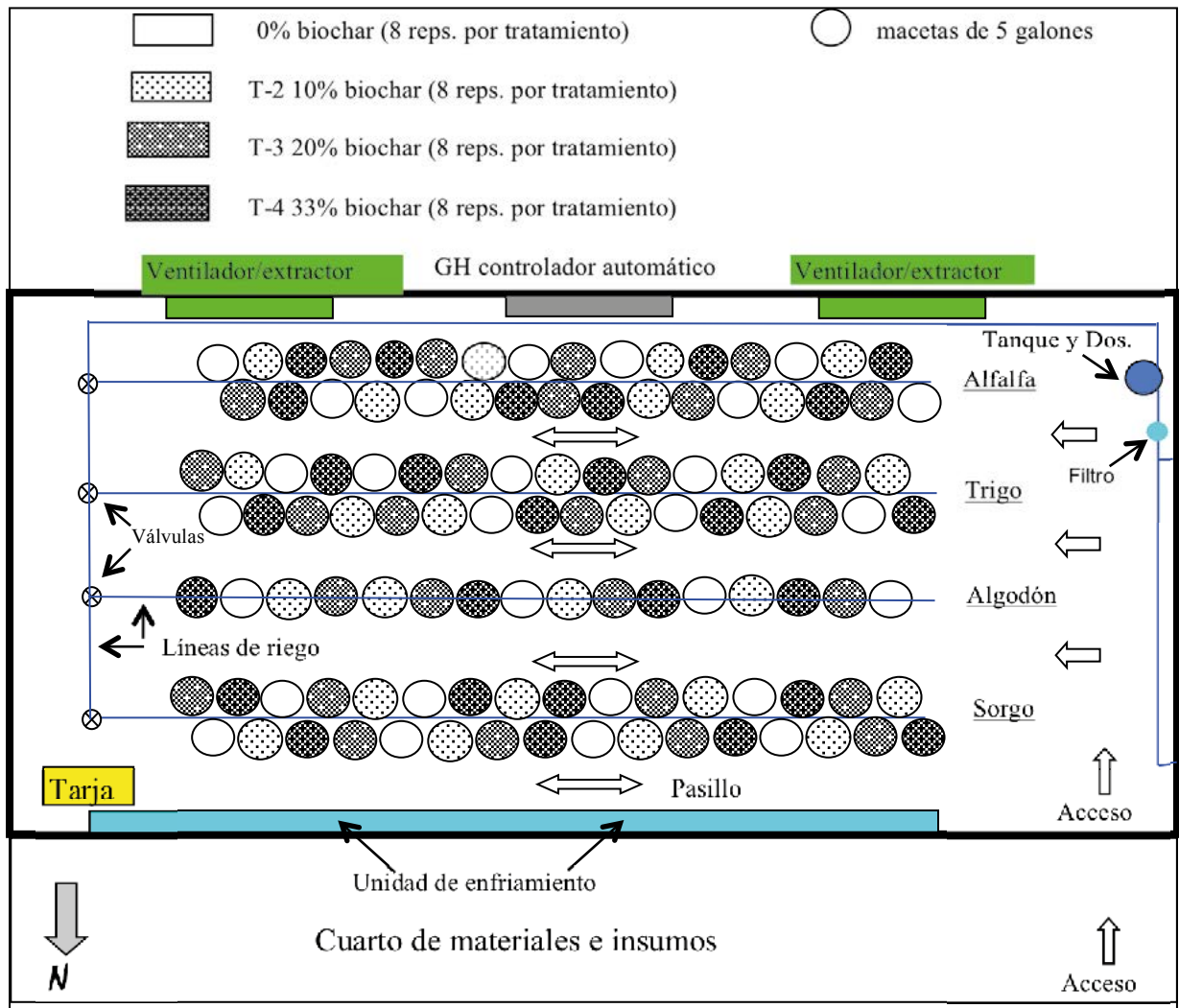


Figura 1. Diseño del invernadero y del experimento.

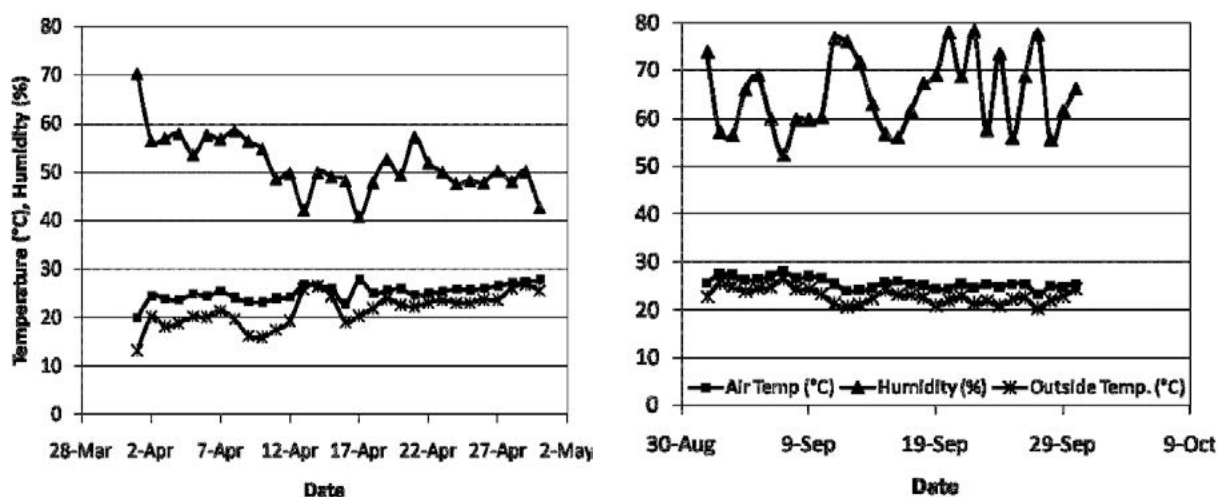


Figura 2. Condiciones ambientales diarias promedio en el invernadero en Abril y Septiembre.

Cada cultivo incluyó dos filas de diez y seis cubetas de plástico de 19 L (Figura 1), a excepción del algodón que solo tuvo una fila. Los cultivos incluyeron cuatro tratamientos con ocho repeticiones en un arreglo de bloques completamente al azar (Figura 1), a excepción del algodón que solo tuvo cuatro repeticiones por tratamiento.

El biochar de mezquite utilizado en el experimento del invernadero fue adquirido de la empresa “El Herradero de Tucson”, un negocio de abarrotes, carnes y productos típicos mexicanos en Tucson.

El suelo utilizado en el invernadero (Cuadro 2) fue recogido del campo del Centro Agrícola Experimental Red Rock (RRAC) de la Universidad de Arizona. Este suelo tiene una clasificación taxonómica de franco-gruesa, mezclada, superactiva, hipertérmico Típico Haplocámbico y es clasificado con los suelos de clase textural franco arenosa. Se removieron y mezclaron 30 cm del perfil superior del suelo con el biochar para el experimento en el invernadero.

Los tratamientos de biochar y suelo fueron mezclados basados en el volumen aparente del suelo y del biochar (volumen de biochar + vacíos) a un 10%, 20% y 33% de concentración de biochar en suelo por volumen o 0.65 kg, 1.30 kg and 2.16 kg de biochar por cubeta, respectivamente. Los porcentajes resultantes de biochar por peso seco fueron 4.3%, 8.8%, y 16.3%, respectivamente. Fue medida la densidad aparente del biochar, del suelo y de las mezclas de ambos utilizando el siguiente procedimiento. Este método fue derivado del trabajo en laboratorio, ya que no existe un método estandarizado para estimar la densidad aparente y la porosidad del biochar. La densidad de partículas de biochar fue calculada como 0.52-, 0.52-, y 0.50-g/cm³ en las mezclas de biochar/suelo al 10%, 20% y 33%, respectivamente. Las densidades aparentes obtenidas del suelo y de las tres mezclas de biochar/suelo fueron 1.68, 1.52-, 1.44-, y 1.31-g/cm³, respectivamente. Los primeros cultivos evaluados en el invernadero fueron alfalfa (*Medicago sativa*), trigo (*Triticum durum*), algodón (*Gossypium, spp*) y sorgo para grano (*Sorghum bicolor*). El segundo grupo incluyó sorgo forrajero (*Sorghum bicolor*) y pasto switchgrass (*Panicum virgatum*) (Cuadro 1).

Todos los tratamientos de cada cultivo recibieron la misma cantidad de agua y fertilizante. EL Cuadro 1 muestra las fechas de siembra y el total de agua y fertilizante aplicados a cada cultivo.

Cuadro 1. Fechas de siembra de los cultivos, total de agua de riego y de fertilizante aplicados

Cultivo	Fecha de siembra	Agua de riego total aplicada (L)	Fertilizante aplicado (g) Shultz® (20-20-20)
Alfalfa	2/22/2008	70	4,620
Trigo	2/22/2008	45	2,970
Algodón	2/22/2008	63	4,158
Sorgo grano	2/22/2008	56	3,696
Sorgo forrajero	5/26/2008	77	5,082
Switchgrass	7/14/2008	52	3,432

Se instaló un sistema de riego por goteo para aplicar el agua de riego a las macetas a través de emisores de 4 L/hr. Todos los tratamientos y cultivos fueron irrigados considerando al invernadero como una sola zona de riego. El fertilizante fue inyectado al agua de riego desde un tanque donde se preparó la solución nutritiva utilizando un inyector Dosatron®. El fertilizante soluble en agua Schultz All Purpose (20-20-20) fue disuelto en el tanque de solución nutritiva a una razón de 66 g/L. La solución nutritiva fue entonces inyectada al agua de riego en una proporción de 1 parte de solución nutritiva en 100 partes del agua de riego, (1 g de solución / 0.45 L de agua).

Se pesó una maceta por tratamiento (24 macetas en total en los 24 tratamientos) antes de cada irrigación y dos horas después de cada irrigación, una vez que el agua de riego había concluido su drenado de las mismas macetas. El contenido de humedad de las cosechas fue calculado como (peso fresco – peso seco) / peso fresco. La biomasa total por maceta fue reportada como biomasa fresca o biomasa seca. El experimento de campo fue conducido en el Centro Agrícola Experimental Red Rock (RRAC) de la Universidad de Arizona.

Cuadro 2. Datos de la caracterización del suelo con los parámetros de capacidad de campo (CC) y de punto de marchitamiento permanente (PMP)

Profundidad (cm)	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Textura	CC (%)	PMP (%)
0 - 4	68	7	24	Sandy loam	12.2	3.9
4 - 12	61	15	24	Sandy loam	18.1	8.9
12 - 62	60	19	21	Sandy loam	20.5	11.3
62 - 81	60	22	18	Sandy clay loam	22.3	13.0
81 - 118	63	20	17	Sandy clay loam	20.5	11.9

Este experimento incluyó dos tratamientos: 20% biochar por volumen en la capa superior de 20 cm del suelo como en el tratamiento al 20% de concentración de biochar en el invernadero, y el control sin biochar. Cada tratamiento tuvo tres repeticiones en igual número de parcelas. Las parcelas con el 20% de biochar por volumen fueron establecidas aplicando una capa de 5.7 cm (5.7 cm * 72% partículas = 4 cm) de biochar (Figura 3) sobre la superficie del suelo e incorporando el biochar al suelo a una profundidad de 20 cm con un tractor equipado con un rototiller. Cada parcela con y sin biochar fue de 8 m por 4 m y la especificada profundidad de 5.7 cm de biochar fue obtenida usando 27 bolsas de biochar por parcela. Se observó una mayor y más rápida nacencia de malezas antes de la plantación del sorgo forrajero en las parcelas con biochar (Figura 4). Las malezas fueron removidas con un herbicida antes de la plantación del sorgo forrajero.



Figura 3. Aplicación de biochar sobre las parcelas antes de su incorporación con el rototiller en el experimento de campo con sorgo forrajero en el Centro Agrícola Experimental (RRAC).



Figura 4. Población de malezas mucho mayor en las parcelas con biochar. Al fondo, algunas bolsas con el biochar sobrante y sobre las parcelas las cintillas de riego tendidas.

El campo experimental fue irrigado con un sistema de riego por goteo utilizando cintilla de riego tendidas a lo largo de las hileras de plantas. Se utilizó el mismo fertilizante soluble Schultz® (20-20-20) que el usado en el experimento en el invernadero.

Se generaron curvas de retención de humedad en laboratorio para las siguientes mezclas de suelo y suelo/biochar: suelo, 80% suelo + 20% partículas de biochar, 70% suelo + 30% partículas de biochar, y partículas de biochar (atrapadas en un cernidor metálico de malla de 1/8" (3.2 mm). Las curvas de retención de humedad fueron obtenidas utilizando ollas de presión, y un potenciómetro de punto de rocío.

Resultados y discusión

En el Cuadro 3 se muestran las alturas promedio de cada tratamiento de la alfalfa antes de cada corte. En general, la altura de planta en la alfalfa se incrementó con la concentración de alfalfa, pero no hubo diferencia significativa en esta variable para los otros cultivos. En realidad, hubo una disminución significativa en la altura del pasto switchgrass en el tratamiento al 33% de concentración de biochar.

Cuadro 3. Diferencias percentiles en altura media del cultivo entre tratamientos con biochar y el control. Los datos sombreados indican diferencias significativas medidas con una prueba *t* a un $\alpha = 95\%$

Tratamiento	Biochar – 10% por Vol.	Biochar – 20% por Vol.	Biochar – 33% por Vol.
Alfalfa			
Primer corte	32%	23%	27%
Segundo corte	5%	17%	21%
Tercer corte	4%	10%	10%
Cuarto corte	NA	NA	NA
Quinto corte	7%	15%	22%
Trigo			
	0%	– 2%	– 11%
Sorgo grano			
	6%	3%	3%
Sorgo forrajero			
	3%	2%	3%
Switchgrass			
Primer corte	– 8%	– 19%	– 35%
Segundo corte	– 0.2%	– 6.0%	– 5.0%

No hubo incremento en peso fresco de materia vegetal conforme la concentración de biochar en la mayoría de los cultivos, sin embargo algunos cultivos no mostraron diferencias estadísticas significativas (Cuadro 4). Todos los tratamientos con biochar en la variable de peso fresco de la alfalfa fueron significativamente mayores que el control, excepto en el tratamiento al 20% de biochar en el quinto corte.

Cuadro 4. Diferencias percentiles en peso fresco promedio de materia vegetal entre los tratamientos de biochar con el control. Los datos sombreados indican diferencias significativas medidas con una prueba *t* a un $\alpha = 95\%$

Tratamiento	Biochar – 10% por Vol.	Biochar – 20% por Vol.	Biochar – 33% por Vol.
Alfalfa			
Primer corte	35%	25%	30%

Cuadro 4. Continuación

Segundo corte	22%	26%	28%
Tercer corte	29%	14%	51%
Cuarto corte	25%	36%	42%
Quinto corte	10%	51%	39%
Trigo	8%	- 5%	- 28%
Algodón	53%	36%	53%
Sorgo grano	16%	27%	900%
Sorgo forrajero	19%	19%	9%
Switchgrass	12%	- 42%	- 76%

Se condujo un balance de agua de riego en los tratamientos llevados a cabo en el invernadero. Las diferencias medias entre los contenidos volumétricos de agua antes y después de cada riego, se muestran en la Figura 5. Las medias estacionales mostradas en la Figura 5 indican que tanto el sorgo forrajero como el sorgo para grano tuvieron un incremento en la extracción de agua conforme también un incremento en la concentración de biochar, con un máximo para el caso del sorgo forrajero (0.19).

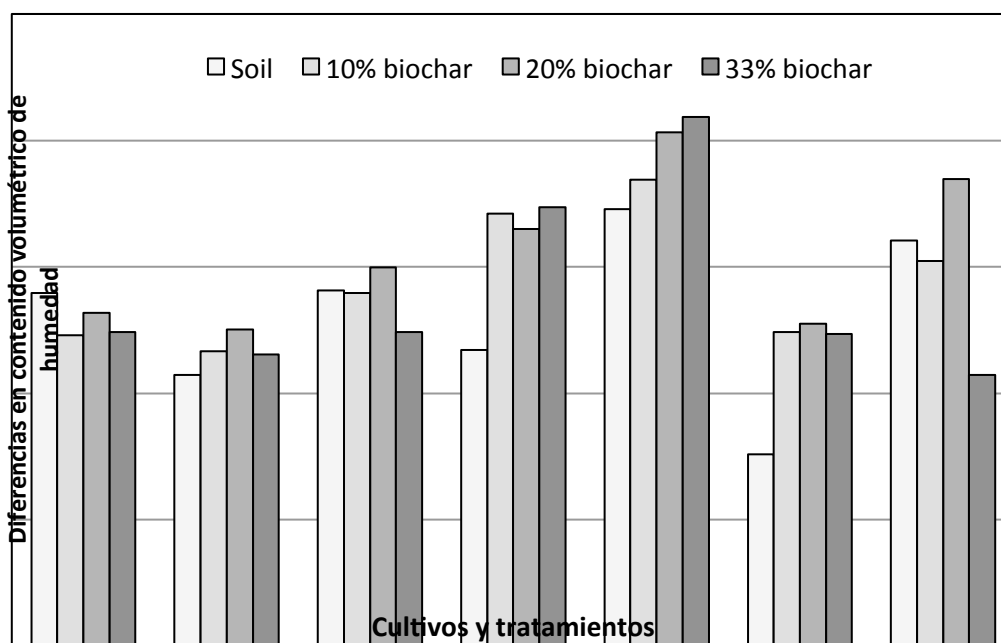


Figura 5. Fracción media estacional del contenido volumétrico de extracción de agua por los diferentes cultivos entre irrigaciones.

Se utilizaron los métodos de las ollas de presión y del potenciómetro de punto de rocío, para calcular y obtener las curvas de retención de humedad del suelo y del suelo + biochar (capacidad de retención de humedad del suelo y del biochar) usando presiones de succión de 1/10, 1/3, 1 y 15 atmósferas o atmósferas para partículas de 100% suelo, 100% partículas pequeñas de biochar, 20% partículas pequeñas de biochar + 80% suelo, 30% partículas pequeñas de biochar + 70% suelo, (Figura 6).

Debido a que las curvas son casi paralelas, pero desplazadas, es evidente que hay un pequeño cambio en el total de agua disponible (TAD) con la adición de biochar: la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente es la misma. De esta forma, parecería no haber cambio en el agua fácilmente disponible (AFD) también con la adición de biochar. Sin embargo, si algunas plantas fueron capaces de obtener agua del biochar por debajo del manejo normal del abatimiento o del punto de marchitamiento permanente, entonces el total de agua disponible para esas plantas podría incrementarse con adiciones de biochar al suelo. Para evaluar este posible escenario, se utilizaron las curvas de retención de humedad para partículas de biochar solo y para las mezclas de suelo/biochar obtenidas todas ellas a los potenciales más negativos posibles utilizando el potenciómetro de punto de rocío. La Figura 7 muestra las curvas de retención de humedad combinadas.

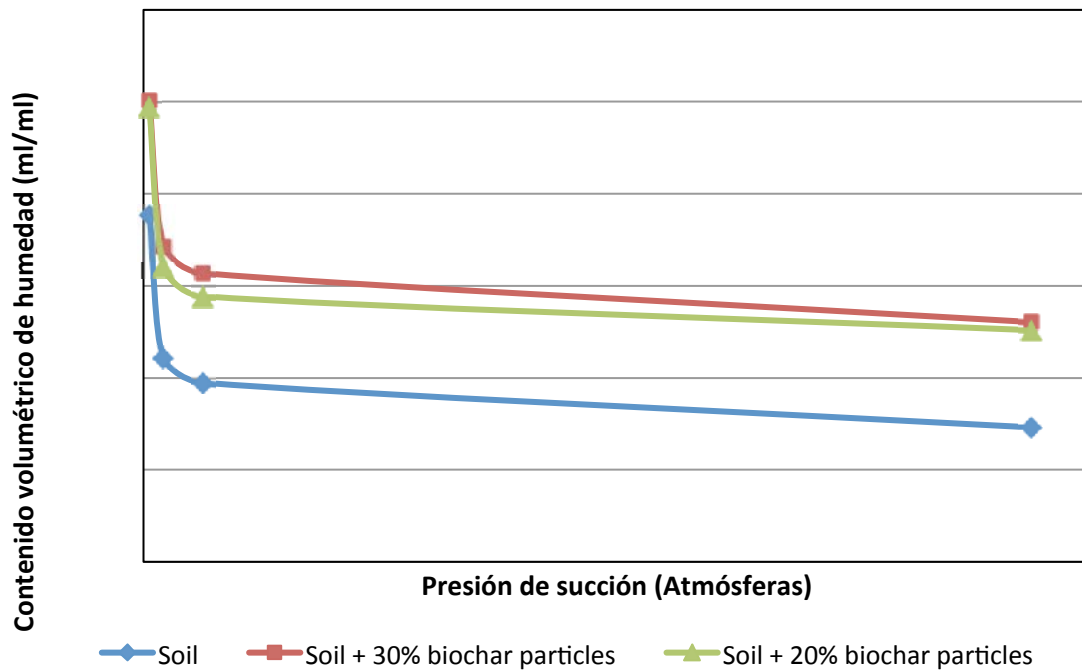


Figura 6. Curvas características de retención de humedad para suelo y mezclas de suelo + biochar entre 0.1 y 15 atmósferas medidas con las ollas de presión.

Las curvas características de retención de humedad pueden ser combinadas con los volúmenes de agua extraídos de las macetas a fin de estimar el porcentaje de agua removida del biochar. Los tratamientos con sorgo, el cual tenía sus raíces entrelazadas con las partículas de biochar, removieron aproximadamente un 1% extra de agua por volumen de las macetas por cada 7% de incremento en la concentración de biochar. Si toda el agua disponible viniera de las partículas del biochar, entonces esto indicaría que un 14% extra de agua (1% / 7%) estaría disponible en las partículas del biochar para el sorgo en un suelo franco arenoso. Si este fuera el caso, entonces el sorgo removió el 12% del contenido de humedad disponible o aprovechable, entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente (0.29 ml/ml) y entonces un 14% extra de agua del biochar (hasta 0.15 ml/ml).

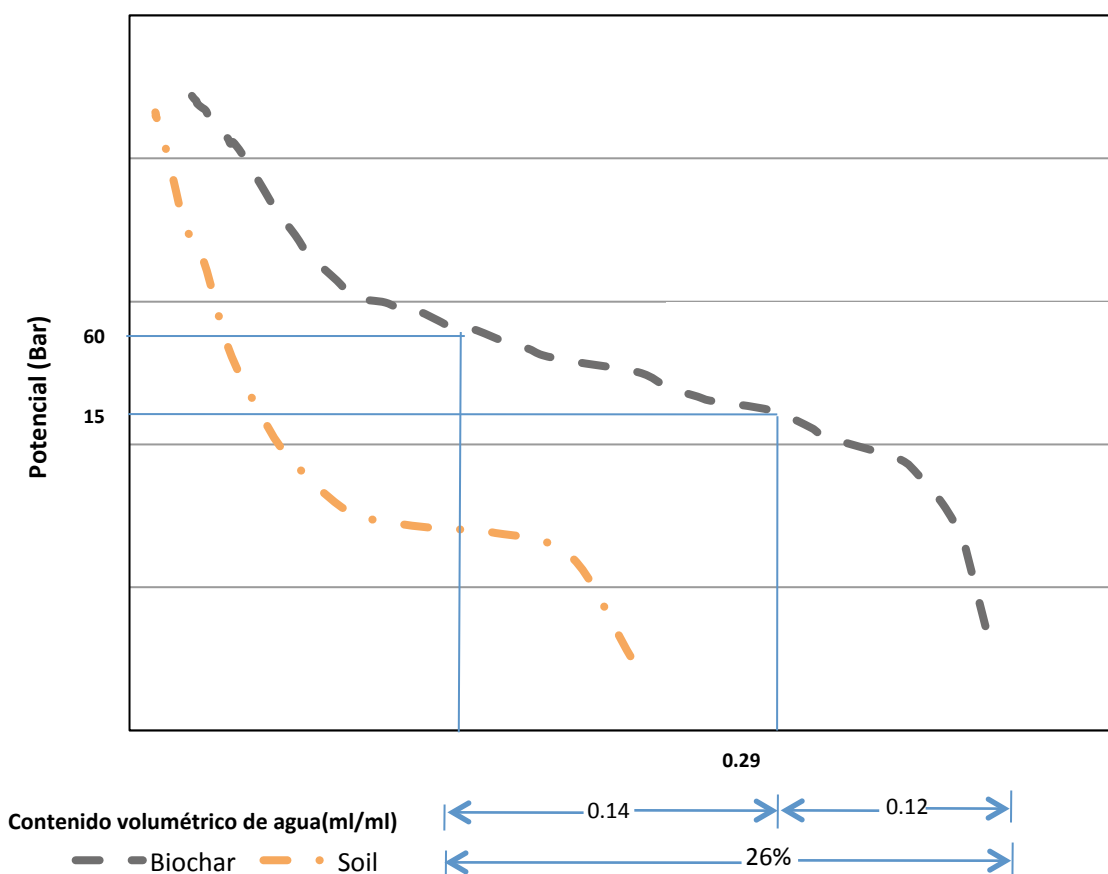


Figura 7. Curvas de retención de humedad del biochar y de la mezcla suelo/biochar (20%), obtenidas con el potenciómetro de punto de rocío.

Conclusiones

En el experimento del invernadero, la producción de biomasa (peso seco) de la alfalfa y del sorgo se incrementó con la concentración de biochar. Sin embargo, la producción de biomasa del trigo y del pasto switchgrass disminuyó significativamente con la concentración de biochar. El resto de los cultivos generalmente no tuvieron diferencias significativas entre tratamientos. La alfalfa tuvo una tendencia positiva en su rendimiento y producción conforme el incremento en la concentración de biochar de acuerdo al desarrollo del experimento.

La extracción y consumo de agua por parte del sorgo para grano y del sorgo forrajero aumentó conforme se incrementó la concentración de biochar. Aquí se hipotetizó que este aumento se debió a la asociación micorrizica con el sorgo. Esto quedó evidenciado por el hecho de que las raíces del sorgo se encontraron entrelazadas con las partículas del biochar.

La extracción promedio estacional de fracciones de agua volumétrica entre riegos mostró que el sorgo forrajero, el sorgo para grano, y la cebada, tuvieron un incremento significativo en la extracción y consumo de agua conforme incrementos en la concentración de biochar.

El experimento de campo con sorgo forrajero no tuvo incremento significativo en la producción de biomasa en los tratamientos con biochar. Esta situación fue explicada por el modelo utilizado, el cual indicó que el porcentaje de biochar incorporado al suelo no fue suficiente como para causar un incremento medible en la producción de biomasa del cultivo.



Se derivaron curvas características de retención de humedad para suelo y para mezclas de suelo/biochar. El contenido de agua disponible en los dos suelos franco arenosos utilizados en el experimento y en las partículas de biochar fue de aproximadamente 0.12 ml/ml. Por lo tanto, el sorgo fue capaz de obtener agua o humedad directamente del biochar con auxilio de la micorriza.

Los resultados generales de este experimento confirman la hipótesis general planteada: la incorporación de biochar al suelo puede aumentar los rendimientos y la producción de los cultivos e incrementar su resistencia a la sequía.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a este trabajo por la United States Bureau of Reclamation y por la empresa de Arizona Public Services.

Bibliografía

- Baldock J. A., R. J. Smernik. 2002. Chemical composition and bioavailability of hermally altered *Pinus resinosa* (red pine) wood. *Org Geochem* 33:1093-1109.
- Glaser B., J. Lehmann, W. Zech. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils* 35:219-230.
- Lehmann J. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. Springer 11:403-427.
- Lehmann J., M. Rondon. 2006. *Bio-Char Soil Management on Highly Weathered Soils in the Humid Tropics*. Biological approaches to sustainable soil systems. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL.

5.4 Variaciones en el contenido de carbono en combustibles de diferentes ecosistemas forestales

Flores-Garnica José G.¹; Gómez-Murillo Laura P.¹; Xelhuantzi-Carmona Jaqueline¹ y Chávez-Duran Alvaro A.¹

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Parque Los Colomos S/N, Col. Providencia, 44660, Guadalajara, Jalisco, México, Tel. 01 (33) 3641 2061 Ext. 124. Autor para correspondencia: flores.german@inifap.gob.mx

Resumen

El estudio del fenómeno de calentamiento global lleva implícito una problemática particular, ya que para hacer estimaciones confiables de las bondades de las estrategias de mitigación, se requiere generar datos específicos; tales como la valoración de los contenidos de carbono en la vegetación. El no contar con esta información ha propiciado que se realicen cálculos con base a valores “por default”, y muchas ocasiones, obtenidos bajo condiciones ambientales muy distintas a las del lugar donde se pretende realizar la estimación. Esto, ha implicado que la incertidumbre reportada en diversos trabajos, incluyendo los científicos, sea significativamente elevada. Por esta razón, es necesario generar información que permita sustituir los valores reportados en las opciones de cálculo comúnmente utilizadas, como la del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Por lo anterior, en el presente trabajo se reportan los resultados de un análisis comparativo del porcentaje de carbono contenido en combustibles muertos de tres ecosistemas forestales (pino, pino-encino y encino). Las concentraciones de carbono fueron 53.92, 54.6 y 53.57% para los ecosistemas de encino, pino-encino y pino, respectivamente. Por tipo de combustible, los combustibles firmes de 1000 horas presentaron la mayor concentración, por otro lado, la hojarasca representó la menor concentración. Estas cifras difieren de los contenidos de carbono en masa arbórea viva, que en coníferas oscilan entre un 45 y 50%. La información generada apoyará a las estimaciones de emisiones y almacenamiento de carbono en los ecosistemas forestales de México, dentro de la estrategia de MRV (Medición, Reporte y Verificación).

Palabras clave: MRV, emisiones de carbono, almacenamiento de carbono, IPCC.

Abstract

The study of the phenomenon of global warming implies a particular problem, because in order to do reliable estimates of the benefits of mitigation strategies, generating specific data is required; such as the measurement of carbon content in vegetation. The lack this information has led to performing calculations based on values "by default", and many times, such information was obtained under very different environmental conditions comparing to region where the estimation is required. This has meant that the uncertainty reported in several studies, including scientific works, is significantly high. For this reason it is necessary to generate information to replace the default values commonly used in the calculation of carbon contents, such as the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Therefore, in this paper we report the results of a comparative analysis of the percentage of dead fuel carbon in three forest ecosystems (pine, pine-oak and oak). Carbon concentrations were 53.92, 54.6 and 53.57% for the ecosystems of oak, pine-oak and pine, respectively. Regarding fuel type, 1000 hours sound fuel had the highest concentration of carbon. On the other hand, litter has the lowest carbon concentrations. These figures differ from the carbon content in tree biomass, which in coniferous varies from 45 to 50%. The information generated in this work will support the estimates of carbon emissions



and carbon storage in forest ecosystems of Mexico, within the strategy of MRV (Measurement, Reporting and Verification).

Keywords: MRV, MRV, carbon emissions, carbon storage, IPCC.

Introducción

Los contenidos de carbono superficial (no en suelo) en los trópicos, varía entre 60 y 230 ton c/ha⁻¹ en bosques primarios, y entre 25 y 190 ton c/ha⁻¹ en bosques secundarios (Kanninen, 2003; Pardos, 2010). Por lo que es evidente la necesidad de dar máxima prioridad a la conservación de este inmenso reservorio que es muy vulnerable a que en corto tiempo, y en cualquier momento, se convierte de fijador de carbono, a emisor (UICN, 2009). Como sucede, por ejemplo, con los incendios forestales. Para estimar el potencial de carbono emitido por la vegetación (deforestación, incendio), se han desarrollado bases de datos y programas que han sido muy utilizados en reportes internacionales y de muy diversos niveles. Estas incluyen las del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), que si bien han sido útiles en la planeación de estrategias de mitigación, en ocasiones no son del todo aplicables y/o confiables. Esto, porque son resultado de estimaciones que estandarizan la complejidad de todos los ecosistemas, mismos que además, son variables a través del tiempo. Si a esto se le suman factores como los cambios en el clima o en factores socioculturales, la incertidumbre en las estimaciones llegan a ser enormes. No obstante, actualmente se realizan estimaciones de las emisiones de carbono usando valores “por default”, que en muchas ocasiones se han obtenidos bajo condiciones ambientales muy distintas a las del lugar donde se pretende realizar la estimación. Esto, ha implicado, como se ha mencionado, que la incertidumbre reportada en diversos trabajos, incluyendo los científicos, sea significativamente elevada. Por esta razón, es necesario generar información que permita sustituir los valores reportados en las opciones de cálculo comúnmente utilizadas, como la del IPCC (1995). Por lo anterior, en el presente trabajo se reportan los resultados de un análisis comparativo del porcentaje de carbono contenido en combustibles muertos de tres ecosistemas forestales (pino, pino-encino y encino). Con lo cual se reduce el nivel de incertidumbre de las estimaciones de emisiones de carbono que se realizan para estos ecosistemas en México.

Materiales y métodos

Primeramente se estimaron las cargas de combustibles de tres ecosistemas forestales (pino, pino-encino y encino), que se ubican dentro del Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Sierra de Quila, Jalisco. Esto se hizo con base a la metodología de intersecciones planares de Brown *et al.* (1982), en la que se contabilizan las frecuencias de intersección de piezas leñosas a lo largo de un transecto estadísticamente ajustado. También se realizó un muestreo de combustibles forestales finos (hojarasca y capa de fermentación).

El diseño del sitio de muestreo que se usó corresponde a un área circular de 0.1 ha, con tres subsitios circulares orientados al Norte, 120° y 240° respectivamente (Figura 1). El radio de estos círculos está definido por tres transectos de 15 m orientados con los mismos puntos: Norte, 120° y 240°. Cada una de estos transectos tiene marcas a los 3.5, 7 m. Que se usan para para el conteo de intersecciones de cada uno de los tipos de combustibles (Cuadro 1). Los tipos de combustible se agrupan según el tiempo de retardo, que es el lapso en que un combustible tarda en perder o ganar (por condiciones de humedad ambiental) dos tercios de la diferencia entre su contenido inicial de humedad y la del ambiente. Conforme el combustible es más grande, perderá o ganará humedad más lentamente; es decir, tendrá un mayor tiempo de retardo (Villers, 2006).

Cuadro 1. Agrupación de combustibles por su diámetro en tiempo de retardo (Adaptado de Rodríguez *et al.*, 2002)

Clase	Tamaño	Ejemplo
1 hora	<0.6 cm	Ramillas
10 horas	0.61-2.5 cm	Ramillas, ramas.
100 horas	2.51-7.6 cm	Ramas
1000 horas	>7.61 cm	Troncos

Las muestra de hojarasca y fermentación fueron colectadas en el extremo de cada transecto, donde se coloca un cuadro de 30 x 30 cm, y se toma todo el material combustible. El cual se pone en bolsas de plástico para, posteriormente, ser procesadas en laboratorio. Esto es, las muestras son secadas hasta peso constante y pesadas.

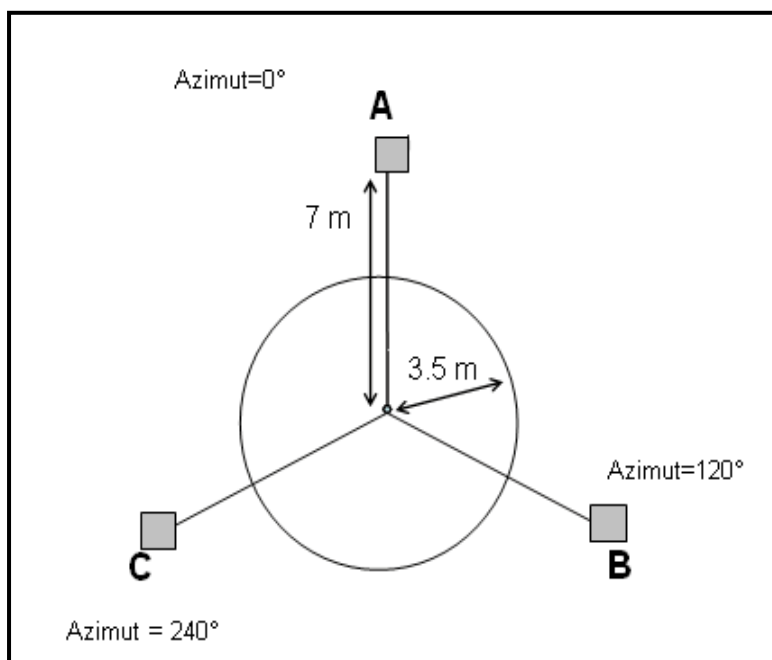


Figura 1. Esquema con el diseño del sitio de muestreo de combustibles forestales, mostrando la longitud y orientación de los transectos en cada sitio.

Las cargas (tn/ha^{-1}) de cada uno de los tipos de combustibles fueron estimadas a través del programa SICCO (Sistema de Cálculo de Combustibles Forestales). El cual fue desarrollado por personal del INIFAP. Finalmente, se evaluó en laboratorio el contenido de carbono, nitrógeno y humedad en cada uno de los tipos de combustibles. Para lo cual se usó un determinador simultáneo de N₂/ Proteína, Carbono, Hidrógeno y Azufre (marca LECO® TruSpec CHNS).

Resultados y discusión

Los resultados indican que las mayores concentraciones de carbono se encuentran en los combustibles de 1000 horas firmes. Mientras que la hojarasca presentó, en general las menores concentraciones de carbono. Las concentraciones de carbono fueron de 53.92, 54.6 y 53.57% para ecosistemas de encino, pino-encino y pino, respectivamente. Estas cifras difieren de los contenidos de carbono en masa arbórea viva, los cuales oscilan, en general, para coníferas en valores entre 45 y 50%.

Esto implica que la concentración de carbón en materia muerta (necromasa) son más elevadas que en biomasa. Lo cual se explica, por el hecho de que la biomasa tiene un mayor contenido de humedad que la necromasa.

En referencia a los promedios del contenido de carbono, en el caso del ecosistema de encino, aunque los valores de los combustibles de 1, 10 y 100 horas son muy similares, resalta la alta varianza que presentaron los combustibles de 10 horas (5.1959). Una situación semejante ocurre en el ecosistema de pino-encino, pero ahora en relación a los combustibles de 100, cuya varianza fue de 4.0206. Sin embargo, la mayor varianza se presentó, en este ecosistema, en referencia a los combustibles de 1000 horas podridos. Que, en general, resulto ser la mayor varianza comparando todos los tipos de combustibles y ecosistemas.

Cuadro 2. Porcentaje de carbono de cada uno de los tipos de combustibles, en relación al ecosistema forestal que corresponden. Se presentan valores promedio y su *varianza* correspondiente

Clave	Vegetación	Muestra	1 hr	10 hr	100 hr	1000 hr firmes	1000 hr podridos	H	F
SI-EN	Encino	1	50.91	49.15	49.73	66.02	53.31	49.79	52.77
	Encino	2	51.58	51.59	50.15	64.97	54.04	49.98	53.43
	Encino	3	52.38	54.70	50.37	66.77	57.06	51.87	52.50
	Encino	4	51.65	51.49	50.63	65.77	55.19	49.72	52.19
			51.63	51.73	50.22	65.88	54.90	50.34	52.72
			0.3587	5.1959	0.1446	0.5504	2.6684	1.0563	0.2761
SI-PE	Pino-encino	1	50.22	53.83	51.59	66.57	52.87	50.05	49.69
	Pino-encino	2	52.01	51.08	52.77	66.31	59.43	49.71	49.80
	Pino-encino	3	51.51	51.10	54.36	67.49	60.37	49.50	50.69
	Pino-encino	4	50.45	52.15	56.21	67.04	59.62	48.83	53.45
			51.05	52.04	53.74	66.85	58.07	49.52	50.91
			0.7277	1.6794	4.0206	0.2709	12.1862	0.2654	3.0705
SI-PI	Pino	1	53.51	53.45	51.32	65.50	52.73	50.19	49.47
	Pino	2	52.63	55.46	51.18	64.97	56.01	49.86	47.49
	Pino	3	51.90	53.12	50.61	64.06	56.46	49.79	47.14
	Pino	4	52.74	54.46	51.56	64.51	53.53	49.97	46.21
			52.69	54.12	51.17	64.76	54.68	49.95	47.58
			0.4348	1.1134	0.1617	0.3813	3.3612	0.0294	1.8785

La Figura 2 permite apreciar que los combustibles de mayores dimensiones (más de 7.5 en diámetro), y en una condición firme (no podrida), resultaron en las mayores concentraciones de carbono. Mientras que el material combustible en fermentación (o descomposición) presentó los segundos valores más altos. Esto se explica si se considera que este tipo de material fina más el carbón recalcitrante. Por otro lado, la hojarasca presento las concentraciones de carbono más bajas.

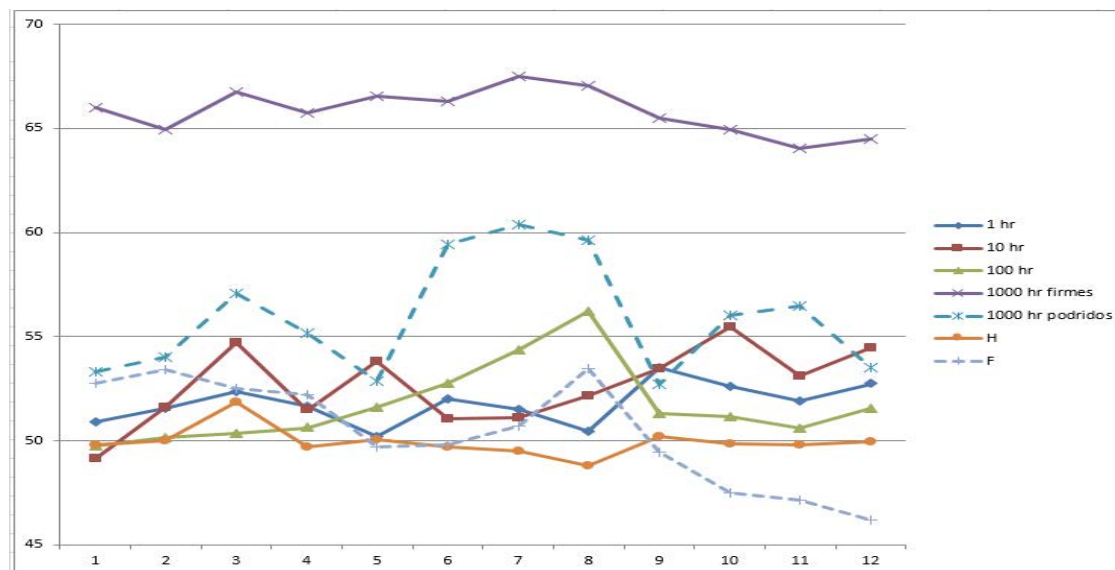


Figura 2. Variaciones en el contenido de carbono en relación a diferentes tipos de combustibles forestales.

Conclusiones

La información generada apoyara a las estimaciones del cálculo de emisiones y almacenamiento de carbono en los ecosistemas forestales de México, dentro de la estrategia para la definición de un Sistema de Información de Monitoreo, Verificación y Reporte (MVR). Sin embargo, aun se requiere la evaluación del contenido de carbono en combustibles en diferentes condiciones de densidad, estructura, zonas tropicales, zonas desérticas, etc. Los valores reportados coinciden con los que se han reportado en condiciones similares (mismos ecosistemas templados). No obstante, este tipo de información en poco conocido en México, y principalmente se ha empezado a reportar a nivel de reuniones científicas. Lo cual hace necesario que se vaya integrando los resultados en una serie de bases de datos, que sean comparables y, sobre todo, compatibles. Esta idea podría concretarse a través de la presentación de la información en una página “web”, donde se podrá consultar e, incluso, incorporar más información. Esto ayudara a que se pueda reducir el nivel de incertidumbre en las estimaciones de emisiones de carbono.

Bibliografía

- Brown J. K., D. Oberheu, M. Johnston. 1982. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the interior West. USDA, Forest Service General Technical Report INT-129. 48 pp.
- IPCC. 1995. IPCC Second Assessment Report. 63 pp.
- Kanninen M. 2003. Secuestro de carbono en bosques, su papel en el ciclo global. En: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación 2003, Agroforestería para la Producción Animal en América Latina - II - Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica. Agosto de 2000-Marzo de 2001.
- Pardos J. A. 2010. Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria Ministerio de Ciencia e Innovación (INIA). 253 pp. Disponible en: http://www.inia.es/gcontrec/pub/60587OT_LIBRO_WEB_1277883079734.pdf
- UICN. 2009. REDD-plus, alcance y opciones para el papel de los bosques en las estrategias de mitigación del cambio climático. Consultado en: http://cmsdata.iucn.org/downloads/redd_scope_spanish.pdf
- Rodríguez T. D. A., A. Rodríguez, S. Fernández, S. Pyne. 2002. Educación e incendios forestales. 2a ed. MundiPrensa. México, D. F. 201 pp.
- Villers M. L. 2006. Incendios Forestales. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. Ciencias 081F:60-66.



5.5 Emisiones de gases efecto invernadero para el año 2010. Sector: Procesos industriales, en el estado de México

Escamilla-Báez Pablo¹; Zúñiga-Sánchez Ines¹; Bautista-Gorostieta Felipe¹; Carrión-Morett Alberto¹; Alanís-Ramírez Claudia¹; Valdéz-Avenida Bibiana¹; Salazar-Monroy Humberto¹; Cruz-Cruz Omar¹; Núñez-Rico Angelica²; Velarde-Meza Erik²; Jiménez-Álvarez Fernanda²; Galicia-Naranjo Adolfo²; Balam-de la Vega Lucila²; Cruz-Núñez Xóchitl³; Libien-Díaz González Susana¹ y Ordóñez-Díaz Antonio²

¹Secretaría del Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica, Gustavo Baz Prada N° 2160 segundo piso Edificio Ericsson, La Loma Tlalnepantla de Baz, Estado de México, C. P. 54060 Autor para correspondencia: pabloescamilla@hotmail.com

²PRONATURA MÉXICO, Aspergúlas N°22 Col. San Clemente, Del. Álvaro Obregón C. P. 01740. México D.F.

Resumen

Se presenta el cálculo de Gases Efecto Invernadero (GEI) correspondiente al sector Procesos Industriales del estado de México, aplicando la metodología y el software del IPCC versión 1996. La información se recopiló a partir de los datos de las Cédulas de Operación Anual, del año 2008 (COA) y las Cédulas de Operación Integral (COI), 2010. El objetivo es conocer la contribución de las emisiones GEI, para establecer una estrategia integral para la reducción y mitigación de GEI del sector. De manera preliminar se obtuvo que para el año 2010 la producción de piedra caliza junto con la de cemento y aluminio, aportaron 1480.41 Gg, 1339.92 Gg, 1203.77 Gg de CO₂ respectivamente, haciendo de estos subsectores sean los que más generan GEI dentro del estado. Igualmente el CO₂ (4392.351178 Gg) es el gas que más se emite en el sector, en contraste con Hexafluoroetano (C₂F₆), (0.067 Gg) que únicamente es emitido en el sector aluminio.

Palabras clave: inventario, gases de efecto invernadero, industria, estado de México.

Introducción

Algo fundamental para poder definir medidas para el control de emisiones de GEI es poder contar con información actualizada sobre la situación en los diferentes países en relación a dichas emisiones. Es así que se estableció que todos los países firmantes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático deben elaborar y actualizar inventarios nacionales de las emisiones antropogénicas (fuentes) y de la absorción (sumideros) de los GEI utilizando metodologías comparables; compromiso adquirido por México desde hace 20 años.

Por sus actividades y procesos mediante los cuales se obtienen los productos de giros como: químicos, siderúrgicos, bebidas, vidrio, entre otros, el sector Industrial es uno de los principales emisores de GEI.

Con un Producto Interno Bruto (PIB) de 1172.5 millones de pesos en el 2010, la economía del estado de México es la segunda más grande del país. El sector industrial de la entidad se encuentra dividido en cuatro, esto es para dar un panorama más detallado del sector industrial (Figura 1).



Figura 1. División del sector industrial en el estado de México (Gaceta Estado de México, 2012).

Otra forma de distribución de la actividad industrial en la entidad abarca fundamentalmente a las dos zonas metropolitanas del estado de México de la siguiente manera: alrededor de un 75% de las unidades manufactureras se localizan en la Zona Metropolitana del Valle Cuautitlán-Texcoco (ZMVCT), conformada por 59 municipios y ubicada al oriente de la entidad, mientras que un 17% se encuentra en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), integrada por 22 municipios y situada al centro del estado; el 8% restante corresponde principalmente a municipios que conforman la parte norte del territorio estatal. Los dos municipios con mayor número de industrias son Ecatepec y Nezahualcóyotl (SMAGEM, 2007).

Debido a lo anterior, en el presente estudio se propone conocer la contribución de las emisiones del estado en el Sector Procesos Industriales, para establecer una estrategia integral para la reducción y mitigación de GEI del sector.

Materiales y métodos

Las emisiones generadas por el sector Procesos Industriales fueron calculadas con base a la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) versión 1996, en donde se señala el tipo de producto y los GEI asociados a su producción.

Elección de datos de actividad

La información se adquirió a partir de los datos de operación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales así como de la Secretaría de Medio Ambiente del estado de México (en el ámbito de sus competencias), que se encuentran recabados dentro de las cédulas de Operación Anual (COA) y en las Cédulas de Operación Integral (COI), respectivamente, de los años 2008 (COA) (SEMARNAT, 2008) y 2010 (COI) (SMAGEM, 2010). Igualmente se obtendrán las bases de datos del año 2005, con las que se realizarán los cálculos de emisión del año base.

Para el cálculo de emisiones se emplearon los factores de emisión para cada uno de los GEI publicados por el IPCC, sobre la base de la producción anual de cada industria encontrada dentro del

estado. Debido a la falta de información requerida por las directrices del IPCC para una cuantificación más a fondo sobre las emisiones, se consideraron básicamente los factores de emisión por defecto Nivel Tier 1; es decir la cantidad total de materiales producidos o consumidos anualmente y para algunos casos el tipo de procesos a emplear.

En el caso del cemento, no se contó con la producción de clinker, por lo que se consideró a todas las clases de cemento producidas, incluyendo el mortero. Por otra parte, en el estado de México la cal producida es obtenida a partir del carbonato de calcio y no se cuentan con datos para determinar cuanta es producida a partir de dolomita, o de mezcla carbonato de calcio/carbonato de magnesio.

Gran parte de la información de los diferentes productos de vidrio se encuentra en cantidad de piezas, los cuáles pueden variar significativamente en tamaño y peso. Para evitar inexactitud en la conversión de unidades disímiles a toneladas y para desarrollar una serie temporal coherente, únicamente se consideró la producción de vidrio reportados en toneladas; este criterio se utilizó de igual manera para la producción de acero y hierro, aluminio, celulosa y papel, y alimentos y bebidas, este último se consideraron los datos en reportados en m³.

En cuanto a la producción de acero/hierro ya que la metodología del Panel Intergubernamental De Cambio Climático (IPCC) considera diferentes factores de emisión, por el empleo de varios métodos de obtención del metal para la emisión de Óxido de Azufre (NO_x), *Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos Del Metano (COVDM)*, Monóxido de Carbono (CO) y Dióxido de Azufre (SO₂) y dado que no se tiene información más detallada sobre el tipo de tecnología para su producción; se calculó un promedio ponderado de los factores de emisión de cada tecnología; para las emisiones de CO₂, Tetrafluorometano (CF₄) y Hexafluoroetano (C₂F₆) del aluminio, se utilizó un criterio parecido al colocar los datos ponderados en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI) (INE, 2006). La producción y consumo de halocarbonos y hexafluoruro de azufre se encuentran en proceso.

Resultados y discusión

Las actividades industriales emisoras de GEI identificadas dentro de la entidad, acordes con la metodología del IPCC (1996) son las siguientes (Figura 2):

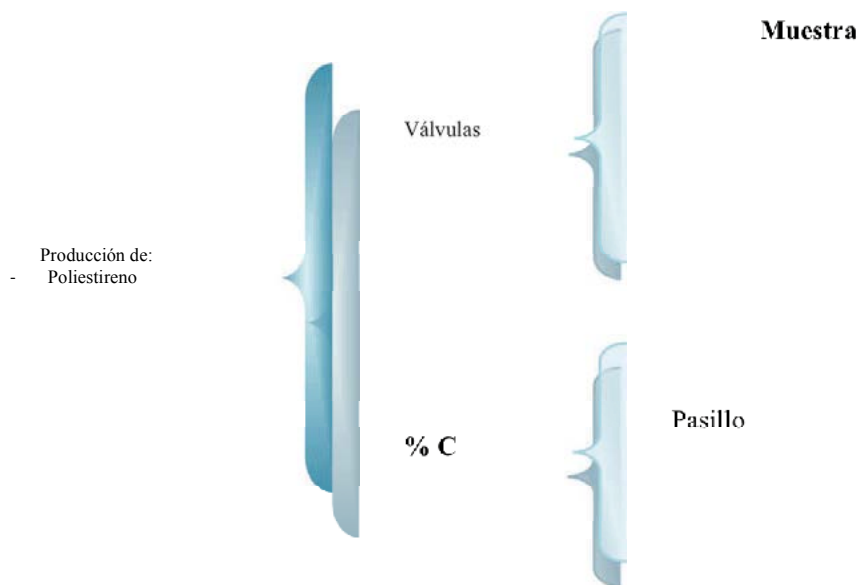


Figura 2. Procesos industriales para el estado de México, 2008-2010.

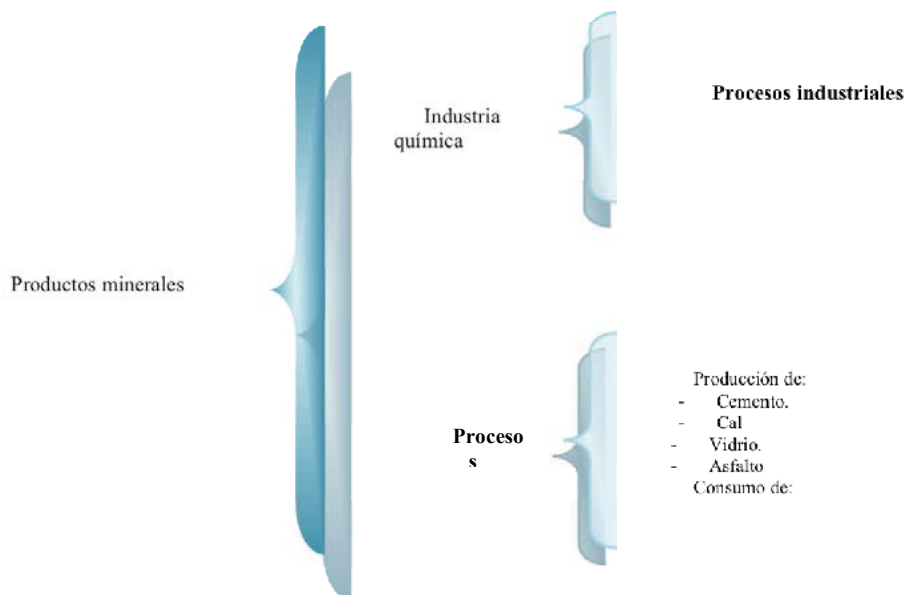


Figura 2. Continuación.

Los principales gases emitidos dentro del sector son el CO₂ (4392.35 Gigagramos (Gg)) que representa el 92% de emisiones del sector y el CO (319.66 Gg) con el 6% de total de emisiones, estas son derivadas en su mayoría por las industrias minera y metálica (Cuadro 1 y 3); como se puede observar en la Figura 3 la fabricación de cemento y aluminio, y el uso de piedra caliza son los principales emisores de CO₂.

En la producción de cemento el CO₂ se genera durante la calcinación de piedra caliza, compuesta esencialmente de carbonato de calcio (CaCO₃), para producir cal (CaO) y CO₂ como productos derivados. Lo mismo en cuanto a las emisiones por el uso de piedra caliza (IPCC, 1996).

Cuadro 1. Producción y emisiones derivados del subsector minero, 2008

Productos minerales					
Productos	Producción y/o consumo Total anual producido (t)	Emisiones (Gg)			
		CO ₂	SO ₂	COVDM	CO
Cemento	2 687 919.32	1339.92	0.8	-	-
CAL	119 419	94.34	-	-	-
Pavimentación asfáltica	374 511.03	-	-	0.18	0.0 035
Vidrio	686 005.85	-	-	3.08	-
	Total anual consumido (t)				
Piedra caliza	3 364 587.816	1480.41	-	-	-
Carbonato de Sodio	368 059.0805	152.74	-	-	-

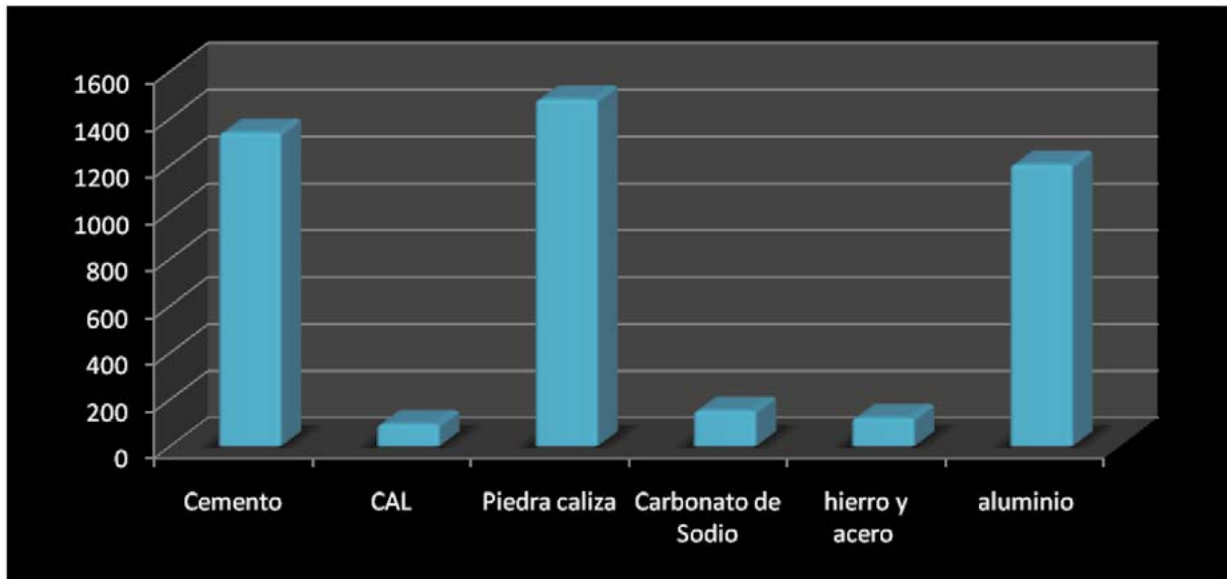


Figura 3. Emisiones de Bióxido de Carbono (CO₂) derivadas de los subsectores de productos mineros y metálicos para el estado de México en el año 2008.

El CO₂ emitido por la producción de aluminio se genera por el consumo de los ánodos de carbono en la reacción que convierte el óxido de aluminio en aluminio metálico (IPCC, 1996).

En el caso del CO la industria metálica es la principal fuente de emisión (Figura 4) en donde la producción de aluminio genera 310.45 Gg lo que representa el 97% de Monóxido de Carbono (CO) emitido, esto es por la cantidad de aluminio producido en ese año que fue de 776 128.4 ton. (Toneladas) (Cuadro 3).

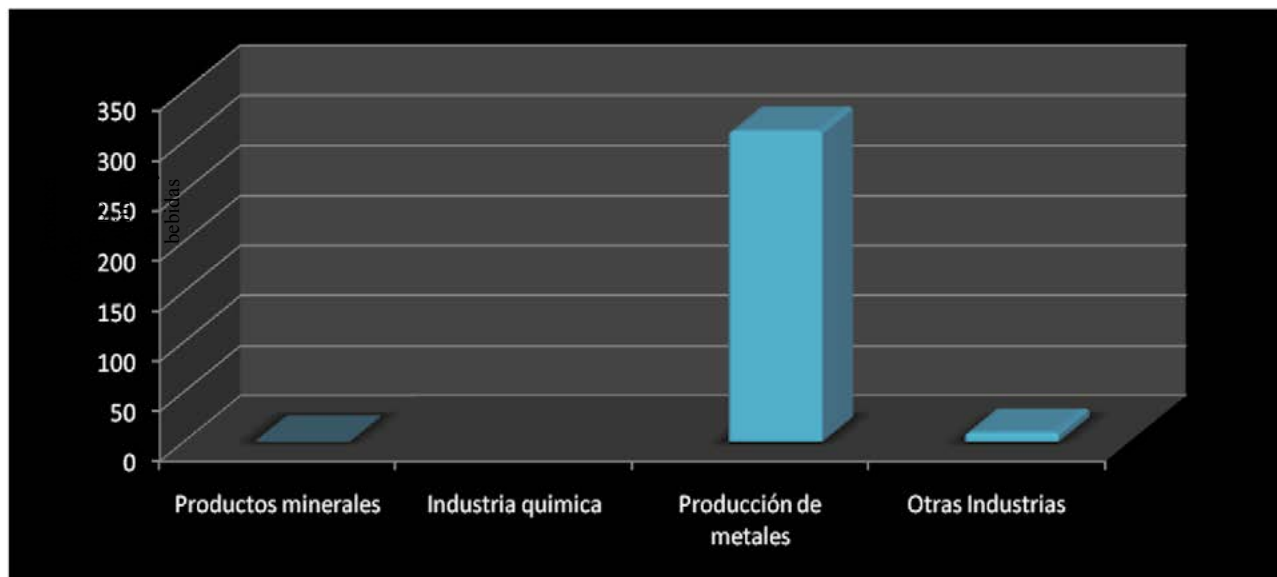


Figura 4. Emisiones de Monóxido de Carbono (CO) derivadas de los diferentes subsectores de Procesos Industriales, para el estado de México 2008,2010.

Otro de los gases “más emitidos” fueron los Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (COVDM) que a pesar de que no figuran dentro de los gases con potencial de calentamiento global, es considerado como gas de efecto invernadero indirecto por ser precursor del ozono troposférico, los subsectores emisores de este gas fueron: dentro de la Industria minera, la pavimentación asfáltica y la producción de vidrio, en la industria química el Poliestireno y el Cloruro de Polivinilo, y en otras industrias la producción de papel, alimentos y bebidas (Cuadro 2,3 y 4). Los subsectores en donde se emitió más este gas fueron en las emisiones derivadas de la producción de papel con 44% y después la de vidrio con un 22%.

Cuadro 2. Producción y emisiones derivadas del subsector productos minerales, 2008

Productos químicos		
Productos	Producción y/o consumo Total anual producido (t)	Emisiones COVDM (Gg)
Poliestireno	164.00	0.00088
Cloruro de polivinilo	36 074.70	0.30
Total		0.30752

En cuanto a las emisiones de NO_x y SO₂ son producidos en su mayoría por la fabricación de papel (2.45 Gg y 11.47Gg respectivamente) seguido del hierro/acero (0.0043 y 0.038 respectivamente) y aluminio (1.66 y 0.69 respectivamente) y de cemento (0.8 Gg SO₂); por último el Cf₄ y C₂f₆ son emitidas por la producción de aluminio (0.66 y 0.067 respectivamente) (Cuadros 1, 3 y 4). En la Figura 5 se muestra la aportación de cada uno de estos gases dentro de los diferentes subsectores de Procesos Industriales.

Cuadro 3. Producción y emisiones derivados del subsector productos metálicos, 2008

Productos metálicos								
Productos	Producción y/o consumo				Emisiones Gg			
	Total anual producido (t)	CO ₂	SO ₂	COVDM	NO _x	CO	CF ₄	C ₂ F ₆
Producción de hierro y acero	75 715.04	121.14	0.038	0.0037	0.0043	0.035	-	-
Producción de aluminio	776 128.4	1203.77	0.69	-	1.66	310.45	0.66	0.067

Cuadro 4. Producción y emisiones derivadas del subsector otras industrias, 2008

Otras Industrias						
Productos	Producción y/o consumo			Emisiones (Gg)		
	Total anual producido (t)	SO ₂	COVDM	NO _x	CO	
Papel	163 8837.76	11.47	6.06	2.45	9.17	
Bebidas	13 606(hl)	-	2.42	-	-	
Alimentos	481 834.26	-	1.44	-	-	

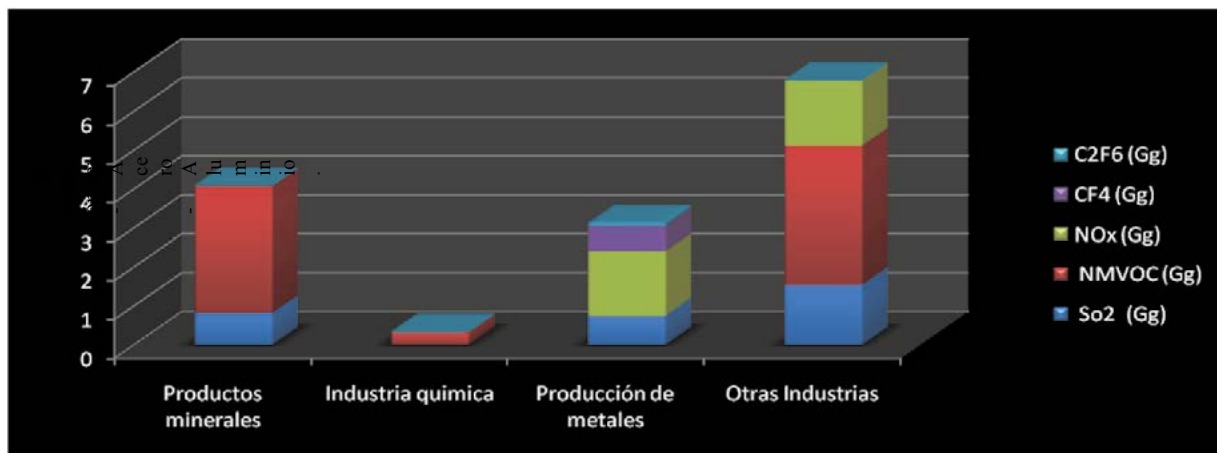


Figura 5. Emisiones de Gases precursores del ozono troposférico derivados de los subsectores de Procesos Industriales, estado de México, 2008, 2010.

Conclusiones

Dentro del sector Procesos Industriales para el estado de México en el año 2008, 2010 obtuvimos:

- El Bióxido de Carbono (CO_2) es el gas más emitido, representado más del 90% del total de emisiones, derivadas principalmente del uso de piedra caliza, la producción de cemento y de aluminio (en ese orden).
- El segundo gas más emitido fue Monóxido de Carbono (CO) derivado principalmente de la producción de aluminio.
- Las emisiones de los precursores de ozono troposférico, a excepción del monóxido de Carbono (CO) y los Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (COVDM), representan solamente el 7.6% de emisiones totales dentro de Procesos industriales, que se derivan en cantidades pequeñas de industrias como la cementera, la producción de vidrio y aluminio, por mencionar algunas.
- El presente estudio se encuentra en proceso por lo que los resultados presentados son preliminares, se espera tener bases de datos del 2005 para obtener el año base del presente inventario.

Agradecimientos

A la M. en C. Xóchitl Cruz Núñez por su colaboración y constante apoyo en la elaboración del presente inventario.

Bibliografía

- Gaceta Estado de México. 2012. Plan de Desarrollo del estado de México 2011-2017. Toluca de Lerdo, México. Tomo CXCH. No. 48.
- INE. 2006. Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 2006. Informe Final Parte 2 Procesos Industriales. Instituto de Ingeniería, UNAM.
- IPCC. 1996. Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published for the IPCC by the UK Meteorological Office.
- SEMARNAT. 2008. Cédulas de Operación Anual (COA) del estado de México.
- SMAGEM. 2007. Diagnóstico Ambiental de la Industria del estado de México. Tlalnepantla de Baz, estado de México. 54 pp.
- SMAGEM. 2010. Cédulas de Operación Integral (COI) del estado de México.

5.6 Emisiones de gases de efecto invernadero del sector desechos en el estado de México para el año 2010

Bautista-Gorostieta Luis¹; Libien-González- Susana¹; Camón-Morett Alberto¹; Alanís-Ramírez Claudia¹; Valdés-Avendaño Bibiana¹; Escamilla-Báez Pablo¹; Salazar-Monroy Humberto¹; Cruz-Cruz Omar¹; Velarde-Meza Erik²; Jiménez-Álvarez Fernanda²; Nuñez-Rico Angelica²; Balam-De la Vega Lucila²; Galicia-Naranjo Adolfo²; Cruz-Núñez Xóchitl³ y Ordoñez-Díaz Antonio²

¹Secretaría del Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica, Gustavo Baz Prada N° 2160 segundo piso Edificio Ericsson, La Loma Tlalnepanitla de Baz, Estado de México, C. P. 54060 Autor para correspondencia: ing.luis_bautistag@yahoo.com.mx

²PRONATURA MÉXICO, Aspergúlas N°22 Col. San Clemente, Del. Alvaro Obregón C. P. 01740, México D. F.

³Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán, C. P. 04510 México D. F.

Resumen

Se presentan las estimaciones de las emisiones de metano y óxido de nitrógeno, provenientes tanto de los desechos sólidos, así como de los volúmenes de aguas residuales domésticas e industriales del estado de México para el año 2010. El objetivo, es conocer la contribución de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), para identificar y establecer una estrategia integral a fin de mitigarlas emisiones de GEI del sector desechos. La metodología para realizar las estimaciones de CH₄ (metano) y CO₂ (dióxido de carbono) se basa en el software del IPCC versión 1996, tomando en cuenta las directrices de 1996 y 2003. De manera preliminar se contabilizó un total 376.65 Gigagramos (Gg) de CH₄ netos emitidos al ambiente procedentes de 6484 Gg de desechos sólidos urbanos, 41.54 Gg netos de CH₄ emitidos por el tratamiento de aguas residuales domésticas y comerciales y un total de 1.34 Gg netos de óxido nítrico, procedente del excremento humano.

Palabras clave: inventario, gases de efecto invernadero, desechos, estado de México.

Abstract

We present estimates of methane and nitrous oxide from solid waste, as well as the volumes of domestic and industrial wastewater in the State of Mexico for 2010. The objective is to determine the contribution of emissions of greenhouse gases (GHGs) to identify and establish a strategy to mitigate GHG emissions from waste sector. The methodology for the estimates of CH₄ (methane) and CO₂ (carbon dioxide) is based on IPCC 1996 version software, taking account the guidelines of 1996 and 2003. Preliminarily is counted a total 376.65 Gigagrams (Gg) of CH₄ emitted into the environment net 6484 from Gg solid waste, 41.54 net Gg CH₄ issued by the treatment of domestic and commercial wastewater and a total of 1.34 net Gg nitrous oxide from human excrement.

Keywords: inventory, greenhouse gases, waste, state of Mexico.

Introducción

El incremento de actividades productivas, así como la cercanía con la capital del país, han propiciado un rápido crecimiento de la población y por consiguiente todos los problemas que conlleva la expansión de la mancha urbana; siendo uno de ellos la generación de residuos sólidos y de aguas residuales.



En busca de la necesidad de la eliminación de dichos residuos se han establecido sitios de disposición final, los cuales no siempre utilizan los métodos más adecuados para el tratamiento de los mismos, al no operar de manera adecuada éstos, se convierten en fuentes generadoras de contaminación que traen consigo problemas ambientales, tales como la contaminación del agua, del suelo y de la atmósfera, así como la emisión de gases de efecto invernadero.

El hecho de contar con más de 15 millones de habitantes y poseer el estado el 1.1% del territorio nacional, hace al estado de México el más poblado del país y el segundo con la mayor densidad poblacional después del Distrito Federal, donde el 94.4% de las viviendas particulares cuenta con agua entubada y el 94.2% con drenaje (INEGI, 2010).

Actualmente, gran parte de los municipios rurales limitan el manejo de sus residuos sólidos a los elementos básicos: generación, recolección y disposición final; en algunos casos se realiza adicionalmente el barrido manual en calles de la cabecera municipal.

En los municipios urbanos y metropolitanos la meta es reincorporar subproductos al ciclo económico (*p.e.* reciclaje y compostaje), aquí los sistemas requieren procesos adicionales en el manejo de los residuos sólidos. Hay una gran variedad de formas de tratamiento adicional con diferentes finalidades que hacen el manejo de los residuos más complicado; sin embargo, generalmente presentan una reducción de los impactos negativos al ambiente.

El tratamiento biológico de los residuos es una consecuencia natural de su composición y es cercana al 50% de material biodegradable misma que consiste en la degradación controlada por medio de organismos. Al tratamiento biológico también se le conoce como biogasificación, por que durante los procesos gran parte de los sólidos procesados se convierten en gas. Los principales tratamientos biológicos son el compostaje, el mecánico-biológico y la metanización.

El presente trabajo tiene por objetivo presentar la cuantificación de las emisiones de metano y óxido de nitrógeno provenientes de los desechos sólidos urbanos así como de los volúmenes de aguas residuales domésticas e industriales del estado de México para el año 2010.

El beneficio resultante de este ejercicio, principalmente es el de conocer la contribución de las emisiones de los GEI cuestión de este sector, para el estado de México, a fin de servir de base para establecer una estrategia integral para la mitigación de dichos GEI.

Materiales y métodos

La metodología a seguir para realizar las estimaciones de CH₄ en el sector de residuos, se basa en las directrices del capítulo 6 del IPCC, versión 1996 donde se especifica que las emisiones de metano provienen mayoritariamente de los vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU), por medio de la descomposición anaeróbica de los residuos en metano CH₄ y del tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, que generan emisiones de metano CH₄; así como las emisiones de óxido nitroso (N₂O) procedentes del excremento humano (IPCC, 1997; IPCC 2003).

Se recabó información de la cantidad total en Gg año⁻¹ de los RSU (residuos sólidos urbanos) eliminados o depositados en vertederos de residuos sólidos, ya sean controlados como los rellenos sanitarios, o no controlados como los tiraderos a cielo abierto sin ningún tipo de control (INEGI, 2010; IPCC, 1997; IPCC 2003).

La metodología de las emisiones procedentes de las aguas industriales incluye tres partes: el cálculo total de la materia orgánica, los factores de emisión y las estimaciones de las emisiones (IPCC, 1997; IPCC, 2009).

Para estimar la carga orgánica total de las aguas residuales, debemos de conocer la población total del estado de México en el 2010, así como el total de producción del sector industrial (por giro de

empresas), el componente orgánico degradable y la fracción del componente orgánico degradable retirado (COI, 2008; COA, 2008; INEGI, 2010; IPCC, 1997; IPCC 2003).

Para el cálculo de emisiones de N_2O procedentes del excremento humano, fue necesario conocer el consumo de proteína por persona al año y se realizó una extrapolación matemática para obtener el dato del 2010 de consumo de proteína en unidades (*p.e.* $Kg\ person^{-1}\ año^{-1}$) (FAO, 1986; 1995 y 2005, IPCC, 1997; IPCC, 2003).

Una vez obtenida la información necesaria, se ingresa en la hoja de cálculo del Software del IPCC 1996, a fin de obtener los resultados para cada caso (IPCC, 1997; IPCC, 2003).

Resultados

Se presentan los resultados preliminares de la determinación de las emisiones de NH_4 y N_2O , pertenecientes a la categoría Desechos en el estado de México, correspondientes al inventario en el 2010.

Las actividades que se analizaron para determinar las emisiones son: la disposición final de residuos sólidos domésticos, los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas y comerciales y los sistemas de tratamiento de aguas residuales industriales.

Se contabilizó un total de 6484 Gg de desechos sólidos urbanos, los cuáles generaron 376.65 Gg de CH_4 , equivalentes a 7909.65 Gg de CO_2 netos emitidos al ambiente por su disposición. La dependencia de la cual se obtuvo la información fue el INEGI, tema: Disposición de Residuos Sólidos Urbanos en sitios controlados y no controlados.

Se calcularon 41.54 Gg netos de CH_4 , equivalentes a 872.34 Gg de CO_2 emitidos por el tratamiento de aguas residuales domésticas y comerciales, mientras que el valor para el tratamiento de aguas residuales procedentes del sector industrial fue de 58.35 Gg de CH_4 , equivalentes a 1225.14 Gg de CO_2 emitidos al ambiente. La información para éste cálculo se obtuvo a partir del inventario nacional de plantas municipales de potabilización y tratamiento de aguas residuales en operación del 2010, tomando en cuenta el 80% del caudal total tratado en el estado, perteneciente a las principales plantas de tratamiento (para las aguas residuales provenientes del sector comercial/doméstico); mientras que, los datos obtenidos para la cuantificación del sector industrial, provienen del cálculo de las emisiones totales de las industrias, usando los factores de conversión para México, de la Actualización del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 1990-2006 en la categoría de Desechos, realizada por el Ing. José Luis Arvisu Fernández (Arvizu, 2008).

Se estimó un total de 1.34 Gg netos de óxido nitroso procedente del excremento humano. El valor calculado para la emisión de N_2O parte de la población total del estado de México (INEGI, 2010), y la cantidad de consumo per cápita de proteína de 2010 calculada con base a una correlación de los datos correspondientes a los años 1986, 1995 y 2005 (FAO, 1986; 1995 y 2005).

Este informe preliminar no incluye la estimación de las emisiones provenientes de los lodos residuales (domésticos/comerciales e industriales), así como de las emisiones de la incineración de residuos, debido a la dificultad en el acceso a la información.

Discusión

Debido a que el estado de México presenta una disposición final de residuos sólidos urbanos compartidos con el Distrito Federal, la cuantificación de emisiones de gases de metano puede verse subestimada en éste estudio.

En el estado de México, el sistema de recolección de residuos sólidos municipales posee dos vertientes: recolección formal e informal.



En cuanto a la recolección informal, ésta es realizada por pepenadores, barrenderos, burreros, cartoneros, entre otros, así como por negocios de reciclaje de residuos industriales, quienes se encargan de buscar productos de reciclaje previo a su disposición final; de modo que se dificulta la cuantificación específica de los residuos. Dado que aún existen problemas con el servicio formal de colecta de basura, existe una tendencia a la incineración de los residuos generados de forma doméstica, esto principalmente en zonas con predominancia rural en el estado de México; de modo que, a pesar de tener el conocimiento de la existencia de ésta práctica, no existe información acerca de la cantidad aproximada o total de desechos incinerados, así como de la frecuencia con la que se lleva a cabo esta práctica, posiblemente por la dificultad de su evaluación.

En relación a los lodos residuales, es posible que sea muy difícil el acceso a la información completa relacionada con su tratamiento o neutralización, debido a la gran abundancia de las plantas de tratamiento y su volumen de tratamiento.

La información hasta ahora obtenida, ha sido facilitada en parte por anuarios estadísticos con acceso al público por medio del internet, sin embargo, aquella información específica necesaria para la cuantificación de emisiones de éste sector ha sido difícil de obtener por la escasa cooperación de otras dependencias gubernamentales, lo cual podrá verse fortalecida tras la obtención de resultados, como uno de los objetivos de éste inventario.

Conclusiones

Existieron limitantes en la cuantificación de emisión de GEI y, debido a que la estimación se realizó a nivel estatal, y los datos obtenidos abarcan de forma parcial el total de las plantas de tratamiento de agua debido a su gran número en el estado de México.

La disposición de residuos sólidos es la actividad que contribuye en mayor medida a las emisiones anuales de metano, seguida de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas y comerciales.

Por lo anterior, es necesario emprender acciones dirigidas a la protección del ambiente, realizando actividades como la separación, reutilización y reciclaje de residuos sólidos, así como la regulación en el servicio de recolección de basura en todos los municipios del estado de México.

Las emisiones de metano podrían verse disminuidas tras la adopción de la separación de residuos orgánicos e inorgánicos y con la construcción de plantas de tratamiento de residuos para la manufacturación de productos reciclados.

El 94.2% de la población del estado de México cuenta con el servicio de drenaje (INEGI, 2010), el resto cuenta con otro sistema de disposición final de los residuos como lo son conexiones a pozos, grietas o resumideros, lo que implica un grave problema de contaminación al subsuelo, así como de rezago social. Se observa la necesidad de implementar el uso de baños secos como alternativa para mitigar el impacto al ambiente por fugas de descargas de aguas residuales, mientras que los lodos residuales resultantes podrían servir como abono después de su estabilización.

Se llevará a cabo un análisis FODA adecuado a éste sector, una vez agotados todos los recursos para la obtención de datos, y obtenidos todos los datos necesarios para cuantificar las emisiones de metano y CO₂.

Bibliografía

- Arvizu J. L. 2008. Actualización del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 1990-2006 en la categoría de Desechos. Instituto de Investigaciones Eléctricas, División de Energías Alternas. CONVENIO: INE/A1-035/2008. (INGEI/2006/DES/1).
- COA. 2008. SEMARNAT. México. Producción total anual del sector Industrial del estado de México.

- COI. 2008. Estado de México. Producción total anual del sector industrial.
- IPCC. 1997. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996. Volumen 2. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambios Climáticos, Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) y Agencia Internacional de la Energía (AIE). IPCC WGI Technical Support Unit Hadley Centre Meteorological Office. Reino Unido. 31 pp.
- IPCC. 2003. Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios Nacionales de gases de efecto invernadero.
- IPCC. 2009. Programa para la prevención y gestión integral de residuos sólidos urbanos y de manejo especial del estado de México. Gobierno del estado de México (GEM). Gaceta del gobierno, tomo CLXXXVII A: 202/3/001/02. Número 69.
- INEGI. 2010. Panorama sociodemográfico del estado de México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de población y vivienda. Consultado en <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=15> (Población total del estado de México).
- FAO. 1986. Consultado en <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB461S/AB461S05.htm> (Consumo per cápita de proteína para 1986).
- FAO. 1995. Consultado en <http://www.fao.org/docrep/012/i0680s/i0680s.pdf> (Consumo per cápita de proteína para 1995).
- FAO. 2005. Consultado en <http://www.fao.org/docrep/012/i0680s/i0680s.pdf> (Consumo per cápita de proteína para 2005).



5.7 Avances en la estimación de emisiones de GEI en el sector energía para el estado de México

Valdez-Avendaño Bibiana¹; Escamilla-Báez Pablo¹; Zúñiga-Sánchez Ines¹; Bautista-Gorostieta Felipe¹; Carrión-Morett Alberto¹; Alanís-Ramírez Claudia¹; Salazar-Monroy Humberto¹; Cruz-Cruz Omar¹; Jiménez-Álvarez Fernanda²; Núñez-Rico Angélica²; Galicia-Naranjo Adolfo²; Balam-de la Vega Lucila²; Velarde-Meza Erik²; Cruz-Núñez Xochitl³; Libien-Díaz Susana¹ y Ordóñez-Díaz Antonio²

¹Secretaría del Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica. Gustavo Baz Prada N° 2160 segundo piso Edificio Ericsson, La Loma Tlalnepantla de Baz, Estado de México, C. P. 54060 Autor para correspondencia: bibiana_va@msn.com

²PRONATURA MÉXICO, Aspergúlas N°22 Col. San Clemente, Del. Alvaro Obregón C. P. 01740, México D. F.

³Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria Del. Coyoacán, C. P. 04510 México D. F.

Resumen

A nivel internacional el sector energía representa la categoría de mayor relevancia dentro de los inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). En el estado de México se evaluaron las emisiones por el uso y distribución de combustible, siendo el CO₂, CH₄ y N₂O los contaminantes considerados para este sector. Los subsectores evaluados en este sector fueron: la Generación de energía eléctrica y el autoconsumo, las industrias manufactureras, el transporte (terrestre, ferroviario y aéreo) y otros (como el residencial, comercial, servicios y agricultura). El combustible consumido en la entidad asciende a 377.8 PJ anuales, siendo el subsector transporte el que mayor consumo tiene con el 40%, seguido de la generación y autogeneración de energía eléctrica con el 23%, las industrias manufactureras y el subsector residencial con 17% cada una. Y el comercio y los servicios con el 3%. La cantidad de emisiones preliminares de CO₂ al año, se estima en 17 933.81 Gg equivalentes de CO₂ anuales. De las cuales el 61.04% corresponde al transporte, el 22.05% a las industrias manufactureras, 16.69% a la generación y autogeneración de electricidad, y el resto 0.02% a los subsectores, residencial, comercial y agricultura. Este inventario de GEI, será la línea de partida que nos permitirá definir medidas de mitigación, adaptación y control de emisiones de GEI, ya que nuestra entidad, está comprometida a atender las causas y efectos del Cambio Climático.

Palabras clave: emisiones de GEI, mitigación, energía, combustible

Introducción

En 1992, en el marco de la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro, se adoptó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) que entró en vigor en 1994 cuyo objetivo es lograr la estabilización de las concentraciones de los gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático (Rivera, 2000).

México realiza diversas actividades para dar cumplimiento a sus compromisos ante la CMNUCC, entre las que se encuentran la elaboración de documentos de planeación a nivel nacional y estatal, y la elaboración de las comunicaciones nacionales de México con sus respectivos inventarios de emisiones (Vera, 2011); ya que para establecer mecanismos de gestión sobre una variable, como la emisión de gases de efecto invernadero, es indispensable contar con procesos oportunos y adecuados de medición de la misma. Una de las prioridades de México ha sido la realización y difusión de inventarios

nacionales confiables de GEI. La elaboración de estos inventarios responde además a compromisos especificados en la Convención (SEMARNAT, 2012).

Actualmente el mundo se enfrenta ante el reto de combatir el cambio climático, al mismo tiempo que persigue el crecimiento económico y una distribución equitativa de la riqueza. De ahí, el papel fundamental que desempeña el sector energético en el desarrollo económico y social de un país. Por lo tanto, resulta fundamental cambiar la forma en que el país produce y consume la energía para así garantizar un futuro más sustentable.

El sector transporte se ubica como uno de los principales consumidores de energía, además de contar con un potencial de ahorro de energía y de mitigación de emisiones de GEI. A nivel nacional la industria de México participó con 29.9% del Producto Interno Bruto Nacional (PIB) en 2009, y ocupó el segundo lugar en el consumo energético. El sector residencial fue el tercer consumidor de energía, tanto a nivel mundial, como nacional. En 2009, las plantas de servicios público de energía participaron con 87.7% de toda la generación de electricidad y tuvieron una eficiencia mayor a la de los autoprodutores. El empleo de gas natural ha contribuido a incrementar la eficiencia en la generación de energía eléctrica, tanto en las plantas de servicio público como en las de los autoprodutores. La aportación del sector servicios y comercio a la economía mexicana es muy importante, ya que en 2009 fue el sector con mayor contribución al PIB, con 64.0%, y tuvo una participación en el consumo final total de energía de 3.3%. El sector servicios es el que cuenta con la menor cantidad de información sobre el consumo de energía por usos finales (SENER, 2011).

En el estado de México se evaluaron las emisiones por el uso y distribución de combustible, siendo el CO₂, CH₄ y N₂O los contaminantes considerados para este sector. Los subsectores evaluados en este sector fueron: la Generación de energía eléctrica y el autoconsumo, las industrias manufactureras, el transporte (terrestre, ferroviario y aéreo) y otros (como el residencial, comercial, servicios y agricultura). Este inventario de GEI, será la línea de partida que nos permitirá definir medidas de mitigación, adaptación y control de emisiones de GEI, ya que nuestra entidad, está comprometida a atender las causas y efectos del Cambio Climático.

Materiales y métodos

Para los cálculos de emisiones de GEI del sector se ha consultado el consumo de energía para los años 2005 y 2010. Teniendo el primero como año base. Se siguió la metodología del IPCC (1996) para la realización de las estimaciones. Las emisiones de GEI en cuanto a fuentes de combustión distribuidas en el estado de México, se calcularon en base en las categorías definidas por las “Directrices del IPCC para Inventarios Nacionales de Gases Efecto Invernadero, 2006”.

Los contaminantes reportados en este apartado son: el CO₂, CH₄ y N₂O los cuales fueron evaluados a partir del consumo de combustibles fósiles utilizados para cada fuente de emisión.

Las bases de datos fueron obtenidos en cuanto al consumo de combustibles en el estado de México en el 2005 y 2010 se obtuvieron de la información reportada por la Secretaría de Energía (SENER) en la Prospectiva de gas natural 2006-2015, Prospectiva del gas LP 2006-2015, Prospectiva de petrolíferos 2006-2015, Cédulas de Operación Integral y Anual de los años 2004, 2006, 2008, 2010.

Los datos para la flota vehicular se obtuvieron de la SMAGEM - Dirección de Control de Emisiones de fuentes fijas y móviles. Bases de Datos del 1er y 2o semestre del Programa de Verificación Vehicular Obligatoria del estado de México; así como del Anuario Estadístico de México 2011 de INEGI.

El total de combustibles consumidos en el estado de México, se obtuvo de la sumatoria de la información por tipo de combustible. Los datos de flota vehicular, sólo aplica para vehículos verificados y los no verificados se obtuvieron por diferencia con los datos totales del INEGI.

Con base al Balance Nacional de Energía 2006 y 2010 de la SENER, se tomaron los poderes caloríficos de los combustibles para los años 2005 y 2010.

Para calcular las emisiones de bióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), se aplicó la estimación de emisiones Nivel 1 básico (TIER 1), para el cuál se requiere de datos de la cantidad de combustible y un factor de emisión por defecto para cada categoría de fuente y se utilizó la siguiente ecuación 1:

$$\text{Emisiones GEI, Combustible} = \text{CC} * \text{FEGEI, Combustible} \quad (1)$$

donde: Emisiones GEI, Combustible= Emisiones de GEI (CO₂, CH₄, N₂O, entre otros) por tipo de combustible [kg GEI], CC= Cantidad de combustible consumido [TJ], FE GEI, Combustibles=Factor de emisión por defecto de GEI por tipo de combustible [kg gas TJ⁻¹]. Para el CO₂ se asume un factor de oxidación del C igual a 1.

Los factores de emisión utilizados para el cálculo de las emisiones por tipo de combustible se tomaron del IPCC, 1996.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos para el sector fueron los que se muestran en el Cuadro 1:

Cuadro 1. Emisiones de Gases Efecto Invernadero en el estado de México, en Gg equivalentes de CO₂

SECTOR / subsector	Emisiones en Gg eq de CO ₂			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	TOTAL
ENERGÍA	16 290.95	93.62	1549.24	17 933.81
Industrias de la Energía	2993.07	0.18	0.08	2993.33
Industria Manufacturera	2807.91	2.17	1180.43	3990.51
Transporte	10 489.97	89.29	367.73	10 947.00
Otros (Doméstico, Comercial y Agrícola)	0.00	1.98	1.00	2.98

El Cuadro anterior, muestra los resultados preliminares de las emisiones de Gases Efecto Invernadero considerados para el Sector de Energía. Las emisiones de CO₂ para el transporte representa el mayor aporte, ya que se estima el 61.04% del total.

Cabe mencionar que falta por estimar e incluir las emisiones para el transporte ferroviario y aéreo. La metodología empleada para el presente trabajo fue la descrita por las Directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), 1996, así como las metodologías y programas establecidos en los documentos del Instituto Nacional de Ecología (INECC) para los estados.

Conclusiones

En el estado de México en el 2010, se consumieron 377.8 PJ de combustibles fósiles (gas natural, gas LP, diesel, entre otros).

Las emisiones fueron 17 933.8 Gg equivalentes de CO₂.

El sector transporte es el que mayor aporte de emisiones tiene ya que emite el 64.01% del total, seguido de las industrias manufactureras con el 22.25%, la generación de electricidad y autogeneración 16.69% y el resto de los subsectores (doméstico, comercial y agrícola) con el 0.02%.

Los subsectores que causen mayor impacto en las emisiones de GEI, serán considerados de prioridad en el desarrollo del PEACC en el apartado de mitigación y líneas de acción para la adaptación ante este factor de cambio climático.

Agradecimientos

Para este reporte se agradece principalmente al equipo de PRONATURA México, A. C. de quien hemos recibido apoyo incondicional tanto para la elaboración como en el procesamiento y análisis de los datos; así como al Instituto Nacional de Energía y Cambio Climático (INECC), a la SEMARNAT y a la SMA-GEM. Dirección de Control de Emisiones de fuentes fijas y móviles, por su cooperación y apoyo en el aporte de algunos datos de actividad.

Bibliografía

- Rivera A. 2000. El cambio climático: el calentamiento de la Tierra. Primera edición. Editorial Debate S. A. Madrid, España. 210 pp.
- SEMARNAT. 2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Cambio Climático una reflexión desde México. Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental. Primera edición. 145 pp.
- SENER. 2011. Secretaría de Energía. Indicadores de Eficiencia Energética en México: 5 sectores, 5 retos. SENER en colaboración con la Agencia Internacional de Energía (AIE).
- Vera J. C. 2011. CMNUCC. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y su Protocolo de Kioto. Consultado en <http://www.semarnat.gob.mx/temas/internacional/Paginas/CMNUCC.aspx>. Fecha de consulta: 7 de mayo de 2013.



5.8 Proyección del carbón vegetal como fuente de energía renovable y con indicadores de ciclo de vida potencialmente favorables y positivos

Carrillo-Ávila Noel¹; Aguilar-Sánchez Patricia¹ y Quintanar-Olguin Juan¹

¹INIFAP Campo Experimental San Martinito, Km 56+500 Carretera Federal México-Puebla, Tlahuapan, Puebla C.P. 74100, México.
Autor para correspondencia: carrillo.noel@inifap.gob.mx

Resumen.

Indistintamente cual sea el origen de la biomasa que se pretende destinar a la generación de energía, la evaluación del proceso completo será sujeto a un análisis de ciclo de vida. El índice de eficiencia energética del ciclo de vida y el índice de relación de energía fósil son indicadores para calificar la renovabilidad y el nivel de dependencia al petróleo. Se evaluaron ambos indicadores para el proceso de producción de carbón vegetal típico (400 °C y 1.0 MPa), siendo este un dentro combustible factible a utilizar en la industria y demandando por mercados exteriores. Se encontró un valor positivo en eficiencia, en cuanto a relación fósil un valor por arriba aún de los reportados en la palma de aceite para biodiesel. La eficiencia energética para el proceso de pirólisis convencional fue de 34.7% base seca, 24.3 al 30% de humedad y que representó 33.6% del contenido energético de la madera procesada.

Palabras clave: carbón vegetal, energía renovable, análisis de ciclo de vida (ACV), *Quercus sp.*

Abstract

It is necessary to carry out a Life-Cycle Analysis (LCA) when trying to obtain fuels from biomass. The Life Cycle Energy Efficiency (CEE) and the Fossil Energy Ratio (FER) are indicators to measure the renewability and fossil dependence. Both indicators were evaluated in the production of charcoal made in traditional form (400 °C and 1.0 MPa), this being a feasible wood fuel use in industry and which is demanded by foreign markets. There was a positive value in terms of efficiency and, in another hand, the fossil ratio was even above those reported in biodiesel from palm oil. Energy efficiency for pyrolysis process was 34.7% dry basis and 24.3% considering a humidity of 30% in the raw material. Finally, the process consumed 33.6% of the initial energy content in the processed wood.

Keywords: charcoal, renewable energy, Life-Cycle Analysis (LCA), *Quercus sp.*

Introducción

En el mundo, la biomasa ocupa el cuarto lugar como energético después del carbón mineral, petróleo y gas natural, con ello la primera opción renovable para el futuro ya que de 13 200 millones de hectáreas con vegetación, 4900 (37.12%) soportan bosque natural o áreas arboladas. Por otro lado, en 2006 la actividad humana consumió energía equivalente 490 EJ, sólo 10% fue aportado por biomasa y desechos; dicha demanda global equivale a un décimo de la producción primaria fotosintetizada por la corteza vegetal (4500 EJ). El aporte de las fibras vegetales como biocombustibles puede ser muy amplio, ahora la tasa de crecimiento en el uso de biomasa para energía es 0.7 EJ por año (Ladanai, 2009).

Se estima que actualmente México produce 0.65 M t de carbón vegetal de especies comunes tropicales y encino principalmente, y en menor proporción de algunas otras latifoliadas. Dicha producción representa 4.3 Mm³ anualmente y 15% del consumo nacional de dendroenergía (FAO,

2010). Lamentablemente la forma en que se ha desarrollado la producción y comercialización del carbón en nuestro país, hace que dicha actividad esté fuera de regulación y al margen de tener control sobre el flujo del producto y su registro de ventas.

La actividad del carbón vegetal en México tiene un potencial de oferta poco desarrollado, problemas de organización de la producción y comercialización y, sobre todo desconocimiento del mercado de este producto, hacen que para el productor sea esta actividad poco remunerable (Victoria, 2003). En general, no existe en los productores de carbón vegetal un proceso eficiente en la elaboración del producto, el cual se realiza de manera tradicional con herramientas de trabajo rudimentarias, lo que implica técnicas atrasadas con las que obtienen bajos rendimientos que influyen en la subutilización de los recursos forestales (Ramos, 1999). Así, los carboneros son los menos beneficiados económicamente en función al papel que desempeñan en la cadena de producción-consumo; acostumbrados a trabajar con tecnologías arcaicas generalmente no cuentan con métodos innovadores de producción más eficientes, no con herramientas de mercado que den solidez a su actividad (Carrillo, 2006).

Aunque en México prácticamente todo el carbón vegetal se utiliza para preparar alimentos, hay mercados internacionales activos y opcionales para ofertar dendrocombustibles aprovechando valor agregado como la calidad química; Noruega en 1998 importó 100 mil toneladas de carbón vegetal para la producción en torno al sílice (Antal, 2003), 15% de la producción actual de México, 1% sobre la producción mundial y aportando solamente 0.06% de las ventas internacionales.

A pesar de lo dicho, las nuevas tecnologías están generando posibilidades de conversión para nuevos combustibles a partir de las fibras vegetales y a la par, han surgido metodologías para evaluar el nivel de renovabilidad de los nuevos energéticos. El análisis de ciclo de vida (ACV) incluye varios indicadores que evalúan el balance energético de los procesos y califican el biocombustible. Dos de estos Índices son: a) la Eficiencia Energética del Ciclo de Vida (EECV) y b) la Relación de Energía Fósil (REF); donde el primero mide el aporte energético neto relacionando la energía contenida total del combustible, entre la energía necesaria para el proceso más la energía aplicada por insumos de producción adicionales; el segundo indica en qué grado un combustible es renovable al relacionar la energía contenida en el biocombustible entre la alimentación fósil durante su producción. Si el ACV resulta un valor positivo mayor que uno, indica independencia energética y con ello una producción neta de energía a partir de vegetales de reciente creación. En cuanto al REF, se indica el grado de contribución para reducir la dependencia de los combustibles fósiles. A partir de estos análisis se pueden dirigir los diferentes tipos de biomasa como materia prima para combustibles, midiendo efectivamente el impacto en la química del ambiente y la independencia al petróleo (SEMARNAT, INE, UNAM, CIECO, 2008).

El presente trabajo consistió en un cálculo teórico sobre los dos indicadores mencionados del ACV para la producción de carbón vegetal bajo el esquema tradicional de producción que se usa en México.

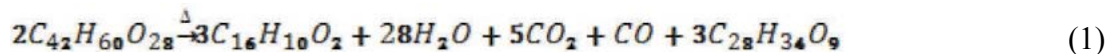
Materiales y métodos

Los datos de producción de carbón vegetal son colectados de la región forestal de Echeverría de la Sierra, Durango; zona que se ha mantenido en la producción de este dendrocombustible en los últimos veinte años. Se obtuvo la información sobre insumos energéticos para todo el ciclo productivo en equivalencia al procesado de 1000 kg de madera al 30% de humedad. La madera procesada fue del género *Quercus* sp y la tecnología utilizada fue bajo hornos de colmena brasileños de bóveda esférica a capacidad de cinco toneladas aproximadamente.

Dado que de 400 a 500 °C se da la típica temperatura de carbonización lenta con rendimientos de 35 a 40% de residuo sólido, donde los principales factores afectantes en el proceso de pirólisis son la temperatura final y la tasa de calor (Ralph, 2008); se usó la aproximación de estequiometría de Klason



et al., citada por Antal (2003) para poder generar el balance de masa y de energía necesarios en el análisis, la cual se muestra en la ecuación 1.



donde el lado izquierdo corresponde a la estructura de la madera y los productos son carbón vegetal, agua, dióxido de carbono, monóxido de carbono y la fracción volátil condensable respectivamente. El poder calorífico de la madera fue el reportado por Carrillo *et al.* (2012), para especies de encino del estado de Durango; en cuanto al poder calorífico del carbón vegetal, fueron usados por los reportes de Wolf y Vogel (1986), dado que son de algunas especies de encino del noreste del país y bajo condiciones de pirólisis a temperatura de 400 °C. Los datos de análisis elemental para madera sólida C H O, así como la metodología para el balance de masa y energía fueron usados según Ueno (2011).

El poder calorífico de las sustancias volátiles condensables fue obtenido dados sus principales componentes como el alquitrán, ácido acético y metanol promediados en 25 MJ km⁻¹ (Ralph, 2008). Por último, la cantidad de energía para el proceso de carbonización fue calculada por diferencia en función a la suma de producto y co-productos.

Finalmente, fueron calculados los índices EECV y REF al generar las razones correspondientes de energía contenida en producto final, energía necesaria en todo el proceso y energía fósil utilizada.

Resultados y discusión.

Resultado del proceso de carbonización o pirólisis lenta como típicamente se le conoce a la conversión termoquímica de madera en hornos convencionales, se calcularon los valores de masa y contenido energético del producto sólido de carbón vegetal y cuatro co-productos: CO₂, CO, volátiles condensables y agua. La cantidad de mayor masa resultante corresponde al agua, aunque se observa que esta es mayor en el balance de salida comparándola con la madera original; esto puede deberse a que hay agua en el aire reaccionante durante la pirólisis y hay también agua formada por H₂ y O₂ emitidos por las reacciones de carbonización. La cantidad de masa que le sigue es la del carbón vegetal con 242.83 kg y una energía contenida de 7217.05 MJ (40.1%). El consumo energético para el proceso en sí resultó de 6044.3 MJ (33.6%) y en cuanto al material condensable volátil, éste representaría 24.7% del contenido energético original con 4,445 MJ. Dado que no se alcanzan temperaturas mayores a 400 °C, no hay formación sustancial de H₂, por lo que sólo hay CO como gas no condensable y con un valor energético de 293.4 MJ y representando 1.6% de la energía inicial. Tanto el CO₂ como el agua sólo hacen un aporte másico y no presentan un valor de energía. El rendimiento final energético resultó de 40.1% y en cuanto a la eficiencia en masa fue de 24.3% base madera anhidra y 34.7% base 30% de humedad. El consumo energético para el proceso total fue de 6250.2 MJ con una energía fósil ingresada de 205.86 MJ; lo anterior considerando integralmente, corte de leña, transporte a hornos, troceo, carbonización, empaque y distribución terrestre a mil kilómetros de hornos (Figura 1).

a) REACTIVOS		PROCESO			PRODUCTOS	
Material	kg/día	Propiedades			Material No condensable	kg/día
Madera	1000.000	TS	70	%	Gas CO ₂	76.020
Sólida (70%)	700.000	T-C	49.153	%/TS		20.753
		T-H	5.922	%/TS		55.267
		T-O	43.626	%/TS	0.0	MJ/d
Agua (30%)	300.000					0.000
					Material No condensable	kg/día
					Gas CO	29.050
						T-C
						12.462
						T-O
						16.588
					1.6	MJ/d
	17999.8					293.405
b) Consumo energético del proceso total		Reactor pirolítico			Material Condensable	
	MJ/día	400 °C 1 Mpa			kg/día	
Corte	2.363	Consumo energético del proceso			Volátiles cond (C _x H _y O _z)	
Transporte	79.518	6044.342 MJ/día			T-C	
Troceo	2.363	33.6 %			116.228	
Proceso	6044.342				T-H	
Empaque	5.651				11.841	
Distribución 1000 km	115.964				T-O	
					49.731	
					24.7	MJ/d
						4445.000
Energía total consumida	6250.202	Balance elemental			Material	
Energía fósil ingresada	205.860	C 348.6 348.6			kg/día	
		H 75.6 75.4			Agua	
		O 575.8 576.0			T-H	
		1000.0 999.9			53.074	
					T-O	
					421.226	
					0.0	MJ/d
						0.000
c) INDICADORES DE CICLO DE VIDA		Energética (%) 40.095			Material	
EECV	1.15	Rend/verde (%) 24.3			kg/día	
REF	35.06	Rend/seco (%) 34.690			Carbón Vegetal	
					242.83	
					Sólido TS	
					242.83	
					T-C	
					199.121	
					T-H	
					10.442	
					T-O	
					33.146	
					40.1	MJ/d
						7217.053298
kg/día	1000.000				kg/día	1000.000
MJ/día	17999.800				MJ/día	17999.800

Figura 1. a) Balance de energía y masa para la producción de carbón vegetal de encino a 400 °C y 1.0 MPa. b) Consumo total energético del proceso y c) Indicadores de Eficiencia Energética de Ciclo de Vida (EECV) y Relación de Energía Fósil (REF). Total Sólido (TS), Carbono (C), Hidrógeno (H), Oxígeno (O).

El indicador EECV resultó de 1.15 en tanto que el REF de 35. El primero se interpreta como un saldo positivo de 0.15 unidades energéticas por cada unidad invertidas en la producción de carbón vegetal. El segundo indica que se generan 35 unidades energéticas por cada una invertida de origen fósil, para este caso, el combustible dominante es el diesel. Como referencia, (SEMARNAT, INE, UNAM, CIECO 2008) reportan un REF extremo máximo de 8 para el etanol fabricado con caña de azúcar y 9.5 para biodiesel de palma de aceite. Algunos factores determinantes que favorecen a los dentro combustibles de bosque natural, son los referidos por McKendry (2002), donde indica que el bosque nativo no requiere insumos energéticos de labranza y cosecha, tienen nulo impacto residual contaminante, no hay fertilización y por supuesto no hay riego. Todos ellos generarían gasto energético que se reflejan en los indicadores del ACV. Además, dependiendo la calidad de sitio y la especie forestal, se tendrán potencialidades altas en rendimiento por hectárea.

Los resultados encontrados en este análisis para el carbón vegetal, son motivadores a pesar del bajo nivel tecnológico usado con los hornos de colmena brasileños. Típicamente, no es aprovechada la energía liberada por volátiles de alto peso molecular ni los gases no condensables, tampoco es optimizado el uso del calor generado por la misma carga de leña en la cámara.



Conclusiones

Los valores obtenidos en el presente trabajo, son una aproximación para obtener potencialidades reales en cuanto a la renovabilidad y aspectos de mitigación usando dentro combustibles. Es un punto de partida para proponer mejoras en el proceso de carbonización, dirigir los programas térmicos de pirólisis lenta hacia el aprovechamiento de energía de coproductos y sobre todo mejorar el manejo de reacciones exotérmicas que intervienen en las conversiones termoquímicas. Es necesario continuar con análisis más detallados y sobre todo encontrar modelos de cinética y análisis térmicos predecibles, logrando geometrías óptimas para los reactores pirolíticos.

El tamaño de la oportunidad para generar ingresos por carbón vegetal es grande, tecnificar todo el proceso y conectar a productores con clientes potenciales es necesario. El flujo económico que actualmente genera el carbón se puede potenciar, pues el precio nacional promedio por tonelada es 4 a 8 veces más alto que su costo de producción, sin considerar precios internacionales ni precios del carbón vegetal de características especiales.

Bibliografía

- Antal M. 2003. The art, science and technology of charcoal production. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 42:1619-1640.
- Carrillo N. 2006. El mercado del carbón vegetal en el área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México. 136 pp.
- Carrillo N., M. E. Fuentes, P. Aguilar, R. Flores, C. Ordóñez, E. Buendía. 2012. Uso de los residuos forestales en la producción de bioenergía. Folleto técnico número 71. INIFAP. Estado de México, México. 30 pp.
- FAO. 2010. Wood fuel and climate change mitigation, case studies from Brazil, India and Mexico. *Forest and Climate Change Working Paper 6*. FAO Roma. 70 pp.
- Ladanai S., J. Vinterbäck. 2009. Global Potential of Sustainable Biomass for Energy. Upsala. S. E. Swedish University of Agricultural Sciences. 29 pp.
- McKendry P. 2002. Energy production from biomass (Part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology* 83:37-43.
- Ralph P. 2008. *Overend. Thermochemical Conversion of Biomass*. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA. Inedited.
- SEMARNAT, INE, UNAM, CIECO. 2008. Análisis integrado de las tecnologías, el ciclo de vida y la sustentabilidad de las opciones y escenarios para el aprovechamiento de la bioenergía en México. Reporte final. Ciudad de México. México. 95 pp.
- Ramos M. 1999. Producción y comercialización de carbón vegetal en la micro región Teopisca-San Cristobal. Región Altos de Chiapas. Tesis de Maestría. Dirección de Centros Regionales. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- Ueno M. 2011. Planning of biomass utilization system. JICA training course: Tropical biomass and biofuel utilization. University of the Ryukyus. Okinawa, Japan.
- Victoria R. 2003. El mercado del carbón vegetal en el Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- Wolf F, E. Vogel. 1986. Características del carbón vegetal en algunas especies maderables del noreste de México. *Ciencias Forestales* 59:181-189.

5.9 Estimación de biogás como base para la implementación de un relleno sanitario intermunicipal: Jiquilpan, Sahuayo y Venustiano Carranza

Espíritu-Barragán Claudio C.¹; Vera-Romero Iván¹; Estrada-Jaramillo Melitón¹; Ortiz-Soriano Agustina¹; Medina-Orozco Lenin E.¹ y Martínez-Reyes José¹

¹Universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo, Ingeniería en Energía, Avenida Universidad 3000, Fraccionamiento Lomas de la Universidad C. P. 59103, Sahuayo, Michoacán.
Autor para correspondencia: ing.claudio.espiritu@gmail.com.

Resumen

Los residuos sólidos urbanos generados en los municipios de Sahuayo, Jiquilpan y Venustiano Carranza en Michoacán, se depositan en tiraderos a cielo abierto convirtiéndose en focos rojos para la salud y el ambiente. La población total en los tres municipios es de 130 497 habitantes, con una producción *per cápita* de residuos estimada de 0.718 kg hab⁻¹ (34 203 t año⁻¹). El objetivo del presente trabajo fue estimar la formación de biogás para generación de energía a partir de la descomposición de los residuos. El modelo utilizado fue el Modelo Mexicano de Biogás (versión 2.0), asumiendo un periodo de vida útil de 21 años del relleno sanitario y un costo de \$2.27 pesos kWh, tarifa promedio de la CFE para alumbrado público municipal. Se evaluaron cuatro posibles escenarios: uno óptimo recuperando el 68% del biogás (10 095 toneladas de metano en 20 años), teniendo un ahorro por concepto en energía eléctrica de \$95 621 961; en el segundo caso (intermedio optimista), se asume que se recupera el 61% del biogás (9046 toneladas de metano) con beneficios en generación eléctrica por \$85 414 973; el tercer caso (intermedio pesimista) estima un 48% de biogás recuperado, capturándose 7118 toneladas de metano con beneficios por \$67 211 782.49 en energía eléctrica; el último caso (pesimista), asume 40% del biogás recuperado, transformando 4672 toneladas de metano que se traduce en un beneficio económico por \$44 109 080 por generación eléctrica. Lo anterior justifica la inversión del relleno sanitario y además es una medida de mitigación del cambio climático y de la prevención de enfermedades.

Palabras clave: alumbrado público municipal, energía alternativa, salud pública.

Abstract

Municipal solid waste generated in the municipalities of Sahuayo, Jiquilpan and Venustiano Carranza in Michoacan, are deposited in open dumps becoming hot spots for health and the environment. The total population in the three municipalities is of 130 497 inhabitants, with a per capita waste production estimated 0.718 kg ihab⁻¹ (34 203 t yr⁻¹). The aim of this study was to estimate the formation of biogas for energy generation from waste decomposition. The model used was the Mexican Biogas Model (version 2.0), assuming a life span of 21 years the landfill at a cost of \$2.27 pesos kWh, CFE average rate for municipal street lighting. Four possible scenarios were evaluated: one, optimal recovering 68% of the biogas (10 095 tons of methane in 20 years), having a savings concept into electricity of \$95 621 961, in the second case (intermediate optimistic), it is assumed that is recovered 61% of biogas (9046 tons of methane) with benefits in power generation for \$85 414 973, the third case (intermediate pessimistic), estimates 48% of biogas recovered, being captured 7118 tons of methane with benefits of \$67 211 782.49 into electrical energy, the latter case (pessimistic), assuming 40% of biogas recovered, turning 4672 tons of methane that results in an economic benefit of \$44 109 080 for electricity



generation. This justifies the investment of the landfill and it is a measure of climate change mitigation and prevention of diseases.

Keywords: municipal street lighting, alternative energy, public health.

Introducción

México se encuentra entre los principales países generadores de metano derivado de los tiraderos de basura (35.5 Mt CO₂eq) y se estima que para el 2020 se produzcan alrededor de 39.2 Mt CO₂eq (USEPA, 2006). El depósito de residuos sólidos municipales de Jiquilpan, Sahuayo y Venustiano Carranza, en el estado de Michoacán, México, se realiza en tiraderos a cielo abierto, causando efectos adversos en el ambiente, paisaje y la salud humana. Una alternativa es la implementación de un sitio donde se manejen los residuos intermunicipales bajo un sistema de captura de biogás (Jaramillo, 1991; Aguilar-Virgen *et al.*, 2009). Este trabajo presenta cuatro escenarios posibles en que el relleno podría generar biogás y ser transformado en energía con los beneficios económicos generados para cada escenario posible.

Las principales reacciones que se generan en un tiradero de basura son del tipo anaeróbico, excepto la zona en contacto con el aire, por lo tanto, las principales reacciones son: hidrólisis por bacterias fermentativas, seguido de la acidogénesis y acetogénesis, para finalmente formar metano (metanogénesis), teniendo una composición final en la mezcla de gases de 50 % de metano, 45 % bióxido de carbono, y < 5 % de otros gases (Temelis y Ulloa, 2007).

El biogás (metano) que se genera en un relleno sanitario es potencialmente utilizable como fuente de energía renovable si se captura y se transforma en energía o calor, reduciendo su liberación en la atmósfera, y reduciendo su impacto en el calentamiento global, al convertir el metano a bióxido de carbono (Camargo y Vélez, 2009) ya que el metano tiene un potencial de calentamiento global 21 veces mayor que el bióxido de carbono (CO₂) (Batjes y Bridges, 1992; Aguilar-Virgen *et al.*, 2009). Para simular la generación del biogás se utilizó el Modelo Mexicano de Biogás versión 2.0. El objetivo del trabajo es proveer proyecciones de generación y recuperación de biogás más exactas y conservadoras de acuerdo con las condiciones del país, que sirvan a los propietarios de rellenos sanitarios y operadores en México como herramienta para la evaluación de la factibilidad y los beneficios potenciales de capturar y utilizar el biogás generado (Stege y Davila, 2009; Aguilar-Virgen *et al.*, 2011).

Materiales y métodos

Para la modelación se proyectaron cuatro escenarios contrastantes, haciendo variaciones en características específicas entre ellos. Además de estimar la generación de biogás y la posible recuperación del mismo, el modelo entrega un estimado de emisiones de metano (CH₄) y su equivalente en emisiones de CO₂, tomando la densidad de CH₄ como 0.0007168 t m⁻³ (Stege y Davila, 2009).

La producción de biogás se estimó con el Modelo Mexicano de Biogás versión 2.0, desarrollado por SCS *Engineers* bajo acuerdo con el programa LMOP (*Landfill Methane Outreach*) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S EPA, por sus siglas en inglés). El modelo genera proyecciones de producción y recuperación de biogás para diferentes escenarios en función del manejo del relleno y sirve como herramienta a los propietarios de rellenos sanitarios y operadores en México para la evaluación de factibilidad, funcionamiento y de beneficios potenciales al capturar y utilizar el biogás generado como fuente de energía.

Para calcular la generación de basura de los municipios de Jiquilpan, Sahuayo y Venustiano Carranza, se utilizó la base de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2012). Para la obtención de la cantidad de residuos que es generada en los municipios considerados en el presente trabajo, se determinó el valor de generación *per cápita* en el estado de Michoacán, mediante la ecuación 1:

$$IGH = \frac{\left(\frac{GRA}{DA}\right)}{HM} \quad (1)$$

donde IGH es el valor de generación de residuos *per cápita* en el Estado de Michoacán; GRA es la generación de residuos anual (2008) del Estado dada en kg; DA los días del año; HM es el número de habitantes del Estado de Michoacán.

Se aplicó el valor obtenido ($0.718 \text{ kg per cápita}^{-1}$) al número de pobladores de los tres municipios resultando del producto un total de 34 202 827 t de residuos al año.

El Modelo Mexicano de Biogás utiliza la ecuación de decaimiento de primer orden, expresada en la ecuación 2:

$$Q_{LFG} = \sum_{t=0}^n \sum_{j=0.1}^1 2kL_0 \left[\frac{M_i}{10} \right] (e^{-kt_{ij}}) (MCF)(F) \quad (2)$$

donde Q_{LFG} es el flujo de biogás máximo esperado, i es el incremento anual, n es el año del cálculo menos el año inicial de disposición de residuos, j es el incremento de tiempo en 0.1 años, M_i es la masa de residuos dispuestos en el año i , t_{ij} es la edad de la sección j de la masa M_i dispuestas en el año i , MCF es el factor de corrección de metano, valor dependiente de la profundidad y el tipo de relleno sanitario, F es el factor de ajuste por incendios. El modelo asume un valor de 0.5 debido a que el biogás está compuesto de 50% de metano y 50% de CO_2 con menos del 1% de otras especies, k es el índice de generación de metano y su valor depende del contenido de humedad, la disponibilidad de nutrientes, el pH y la temperatura en el relleno sanitario, L_0 es la generación potencial de metano, los valores de k y L_0 dependen de la zona climática donde se localice el sitio y la rapidez de degradación de los residuos (Steger y Davila, 2009).

Para realizar la modelación se establecieron cuatro posibles escenarios, las variaciones se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características de los escenarios planteados

Escenarios	Manejo del sitio	Incendios	Control en la cubierta de los residuos	Compactación adecuada	Disposición adecuada de residuos	Afloramiento de Lixiviados	
						Época de lluvia	Cualquier época del año
Optimista	si	no	si	si	si	no	no
Intermedio optimista	si	no	si	si	si	si	no
Intermedio pesimista	si	no	si	si	si	si	si
Pesimista	no	si	no	no	no	si	si

Otras consideraciones utilizadas en el modelo de biogás son: el relleno sanitario percibe residuos durante 11 años (Flores *et al.*, 2008), teniendo un crecimiento en su disposición de 2% anual, es un



relleno de tipo trinchera con una profundidad de 12 m, cuenta con un sistema de captura de biogás que abarca el 85% del área destinada para la disposición de los desechos.

Para calcular la cantidad de energía eléctrica que se puede generar se utilizó la ecuación 3, partiendo de los resultados referentes a la capacidad de la planta eléctrica que el modelo proporciona (MW) y asumiendo que opera 90% del tiempo, asimismo el total de biogás recuperado es quemado.

$$EO = CPI * DA * HR * PO * 1000 \tag{3}$$

donde *EO* es la energía obtenida dada en kWh; *CPI* es la capacidad de la planta a instalar, *DA* son los días del año; *HR* las horas del día y *PO* es el porcentaje de operación de la planta de generación.

Para la estimación de ahorro que se obtendría por generación de energía eléctrica, se consideró un valor medio de la tarifa 5-A entre baja y media tensión de CFE (www.cfe.gob.mx), obteniéndose un valor de 2.27 pesos por cada kWh sustituido.

Resultados y discusión

El periodo de recuperación de biogás simulado es de 20 años que va del 2013 al 2032 con beneficios en distintos ámbitos: ambientalmente, al reducir las emisiones de gases de invernadero liberados directamente en la atmósfera, así como los recursos producidos de la utilización del biogás capturado en el relleno para la generación de energía eléctrica, y/o el intercambio de los certificados de emisiones de carbono. En la Figura 1 se muestran los resultados de los cuatro casos de estudio.

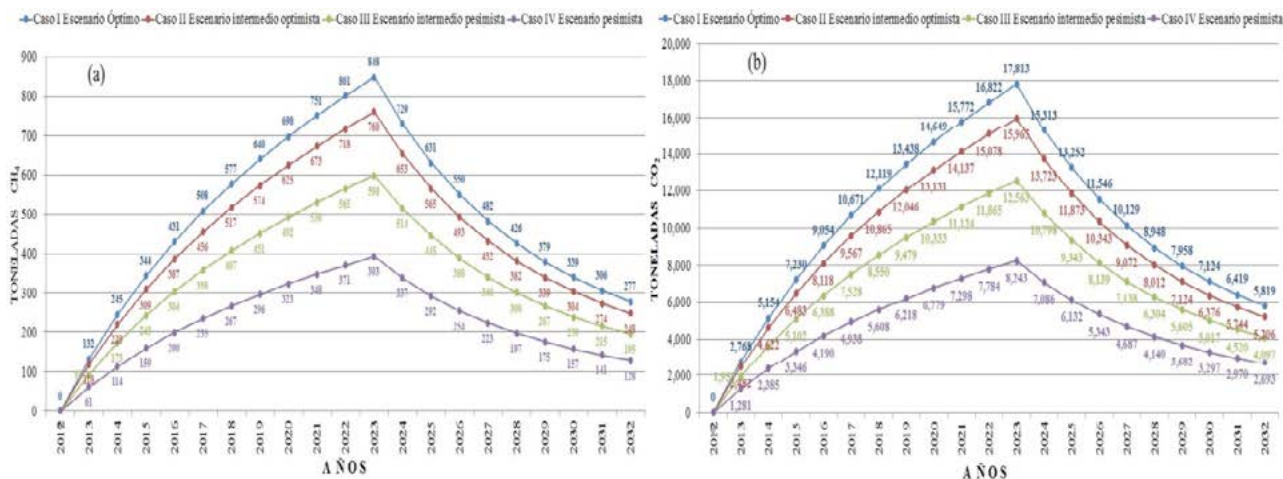


Figura 1. Emisiones reducidas anualmente de CH₄ (a) y el equivalente en CO₂ (b).

Cada tonelada reducida de CO₂eq se puede intercambiar como un certificado de reducción de emisiones (CER's), con un precio de 4 euros (67 pesos) en función al tipo de cambio (Astudillo, 2012) significando beneficios adicionales a los que se conseguirían por la producción de energía eléctrica generada al utilizar el total de CH₄ recuperado en el relleno sanitario. En la Figura 2 se presentan los resultados de ambos beneficios.

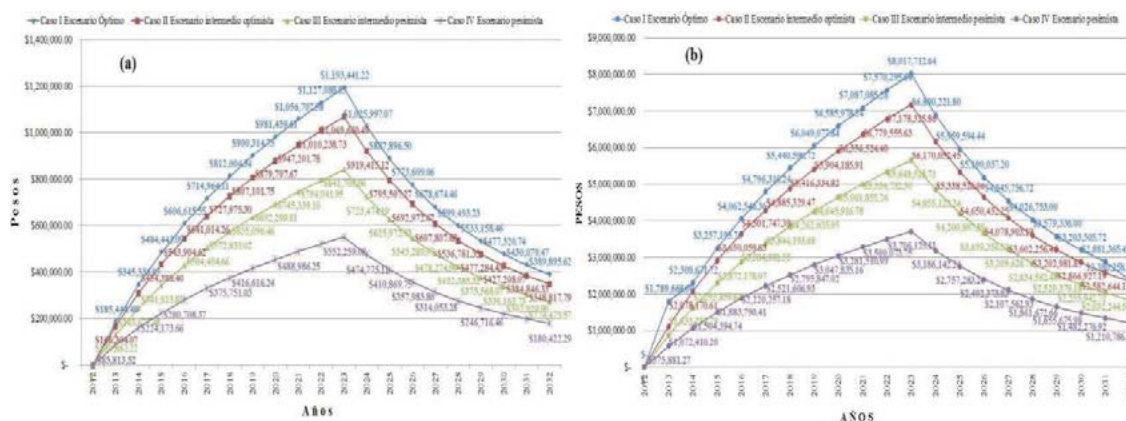


Figura 2. Beneficios por intercambio de CER's (a) y por generación eléctrica (b).

Los resultados globales de 20 años, son presentados de forma tabular en el Cuadro 2:

Cuadro 2. Beneficios del relleno totalizados

Escenarios	Reducción de emisiones de CO ₂ eq. (t)	Reducción de emisiones de CH ₄ (t)	Beneficio por certificados de carbono (pesos)	Beneficio por energía (pesos)	Beneficio Total (pesos)
Optimista	211 999	10 095	14 203 944	95 621 961	109 825 905
Intermedio optimista	189 969	9046	12 727 901	85 414 973	98 142 874
Intermedio pesimista	149 484	7118	10 015 397	67 211 782	77 227 180
Pesimista	98 102	4672	6 572 805	44 109 080	50 681 885

Al cierre del relleno sanitario se depositarían 416 200 t de residuos, en el Cuadro 3 se muestran los beneficios unitarios por tonelada de basura, correspondientes solo al uso del biogás en la generación de energía eléctrica sin contar los CER's .

Cuadro 3. Beneficios por tonelada de residuos

Escenarios	ahorro de energía (\$/t)
Optimista	229.75
Intermedio optimista	205.22
Intermedio pesimista	161.48
Pesimista	105.98

El costo de beneficio unitario es un indicador de la factibilidad para la implementación de este tipo de proyectos, debido a que los indicadores son significativamente mayores que los costos unitarios de instalación reportados en otros lugares, por ejemplo, en Dinamarca se instaló una planta de biogás en 1990, el biogás fue utilizado para generar energía y calor, teniendo un costo de inversión por tonelada de 2.45 dólares (\$11.93) equivalente a 29.22 pesos. En Polonia, una planta de recuperación de biogás fue establecida en 1996-1997, el biogás se utiliza en un sistema de calefacción para los distritos de la ciudad cercana, tiene un costo de inversión por tonelada de 2.3 dólares los que equivale a 27.43 pesos.

En ambos ejemplos se recibieron 800 000 t de residuos mientras los rellenos sanitarios permanecieron en operación. En el presente trabajo, el volumen de residuos es inferior a los citados



anteriormente, sin embargo, el proyecto es viable debido a que el beneficio económico unitario es superior a los costos unitarios de inversión.

Los resultados observados fueron calculados con valores económicos en el momento en que se realizó el estudio, sin embargo, es importante tomar en cuenta que las proyecciones económicas estarán sujetas a cambios dependiendo las tendencias del precio de bonos de carbono, energéticos para la producción de energía eléctrica y costos de la energía eléctrica. A pesar de los beneficios que se observan al implementar un proyecto de estas características, es necesario complementar con un análisis financiero técnico-económico para un estudio más completo. Así como la caracterización puntual de los residuos en los basureros de los municipios involucrados, entre otros.

Conclusiones

El uso del modelo de biogás proporciona datos necesarios para realizar un análisis de situaciones que se podrían presentar durante la vida de un proyecto de esta naturaleza, en él se puede visualizar cuales son los componentes más importantes en la selección de la características del diseño o en la operación del sitio de disposición final.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la simulación los cuatro escenarios son viables para su posible implementación en los municipios de Jiquilpan, Sahuayo y Venustiano Carranza. Por otra parte, la cantidad de metano recuperable y transformado en energía representa una cantidad significativa ($> 339 \text{ t CH}_4 \text{ año}$) en el caso más pesimista, por lo que es una alternativa para la mitigación del cambio climático.

Bibliografía

- Aguilar-Virgen Q., C. Armijo-de Vega., P. Taboada-González. 2009. El potencial energético de los residuos sólidos municipales. *Ingeniería Revista Académica* 59-62.
- Aguilar-Virgen Q., C. Armijo-de Vega., P. Taboada-González. 2011. Modelo mexicano para la estimación de la generación de biogás. *Ingeniería Revista Académica* 37-45.
- Astudillo M. A. 2012. *Diario La Tercera*. Consultado en <http://diario.latercera.com/2012/03/26/01/contenido/negocios/10-104705-9-precio-de-bonos-de-carbono-baja-80-por--crisis-europea-y-sobreoferta-de.shtml> Fecha de consulta: Diciembre 15, 2012.
- Batjes B. N. H., E. M. Bridges. 1992. World inventory of soil emissions: identification and geographic quantification of soil factors and soil processes that control fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O , and the heat and moisture balance. Methane. International Soil Reference and Information Centre. pp.11-35.
- Camargo Y., A. Vélez. 2009. Emisiones de biogás producidas en rellenos sanitarios. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Barranquilla. 24-25 de septiembre.
- Flores R., R. Muñoz-Ledo., B. B. Flores., K. I. Cano. 2008. Estimación de la generación de energía a partir de biomasa para proyectos del programa de mecanismo de desarrollo limpio. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 7:35-39.
- INEGI. 2012. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Mexico en cifras. Consultado en www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=16. Fecha de consulta: 26 noviembre de 2012.
- Jaramillo J. 1991. Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. Washington, D. C. 219 pp.
- Steg G. A., J. L. Davila. 2009. Manual del Usuario Modelo Mexicano de Biogás Versión 2.0. Washington, D. C. 29 pp.
- Temelis N. J., P. A. Ulloa. 2007. Methane generation in landfills. *Renewable Energy* 32:1243–1257.
- USEPA. 2006. US Environmental Environmental Agency. USEPA (ed). Global anthropogenic non- CO_2 Greenhouse gas emissions: 1990–2020. Washington, D. C. 24 pp.

5.10 México ante la problemática energética: carbón mineral *versus* uranio

Galván-Chávez Leticia¹; Rodríguez-Salinas José de J.² y Cafaggi-Félix Francisco de J.³

¹Universidad Autónoma de Coahuila, Nueva Rosita, Coahuila, 26800, México. Autor para correspondencia: galvanc@colpos.mx

²Subdirección de Exploración de Recursos Energéticos, Servicio Geológico Mexicano, Blvd. Felipe Ángeles km 93.50-4, Col. Venta Prieta, C. P. 42080, Pachuca de Soto, Hidalgo, México.

³Gerencia de Hidrogeología y Geología Ambiental, Servicio Geológico Mexicano, Blvd. Felipe Ángeles km 93.50-4, Col. Venta Prieta. C. P. 42080 Pachuca de Soto, Hidalgo, México.

Resumen

El presente trabajo es el resultado de una compilación bibliográfica con el objeto de determinar las ventajas y desventajas de dos fuentes energéticas: el carbón y el uranio. Respecto al primero, el estudio se centró en los depósitos de carbón mineral con énfasis en el tipo bituminoso; en el caso del uranio, se enfocó a los yacimientos de tipo *roll front*. Para el análisis de estas dos fuentes de energía se consideraron los distintos procesos asociados a su extracción, así como su tiempo de vida, su eficiencia, y el impacto al medio ambiente. Dentro de los hallazgos más importantes se tuvo que el carbón mineral en su extracción y manejo como materia prima para la producción de energía eléctrica, además de ser uno de los combustibles fósiles con mayor generación de dióxido de carbono, también impacta negativamente al medio ambiente en aspectos poco conocidos pero iguales de perniciosos a la salud y a los ecosistemas. Por su parte, el uranio, sumamente estigmatizado, mostró varios puntos positivos y escasamente difundidos, entre ellos, los inherentes a la propia extracción del mineral en los yacimientos del tipo *roll front*, que resulta por mucho, menos agresiva para el medio ambiente, e incluso, sus ventajas se extienden hasta los procesos para almacenar los residuos radioactivos.

Palabras clave: problemática energética, bituminoso, depósitos o yacimientos *roll front*.

Abstract

This work is the result of a bibliographic compilation in order to determine the advantages and disadvantages of two energy sources: coal and uranium. Regarding the former, the study focused on coal deposits with emphasis on bituminous type, in the case of uranium, focused to roll front-type deposits. For the analysis of these two energy sources were considered the various processes associated with the extraction, and its life time, efficiency, and environmental impact. Among the most important findings was that coal extraction and management as a feedstock for the production of electricity as well as being one of the largest fossil fuel carbon dioxide generation, also negatively impacts the environment in little aspects known but equally pernicious to health and ecosystems. Meanwhile, uranium, highly stigmatized, showed several positive aspects and scarcely known, including those inherent in the extraction of mineral deposits roll front type, which is by far less damaging to the environment, and even advantages extend to the processes for storing radioactive waste.

Introducción

La energía es inherente al ciclo vital. Pero además, el término se extrapola al quehacer social, remitiéndonos a ratificar que el desarrollo socioeconómico de las naciones es dependiente de ésta.

De acuerdo al Sistema de Información Energética (SENER, 2012), en los Estados Unidos Mexicanos (EUM), la producción de energía primaria está conformada principalmente por el petróleo (64.1%), seguido por el gas natural (22.9%), el carbón (3.1%), el tipo nuclear (1.2%), los condensados



(1.1%) y el grupo de renovables (6.9%). Sin embargo, desde hace años se ha observado un importante descenso en las reservas probadas de petróleo, parámetro que monitorea acuciosamente desde hace más de 30 años la Administración de Información de Energía de los Estados Unidos de América (Energy Information Administration, EIA, (EIA, 2013).

Ante esta inminente problemática, diversos agentes involucrados directa o indirectamente, se han dado a la tarea de explorar alternativas que aminoren los múltiples efectos de la caída de la producción petrolera. Paralelamente, sin considerar los pronósticos que se tienen en la reservas de combustibles fósiles, existen varias líneas de investigación en la búsqueda de fuentes de energía alternativas así como en el uso de tecnologías que impliquen un menor impacto al medio ambiente.

En el reporte de la Agencia Internacional de Energía perteneciente a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (International Energy Agency, IEA; Organisation for Economic Cooperation and Development, OECD), refiere las distintas fuentes de energía a nivel mundial e indica que la oferta total de éstas sumó 12 717.2 Mtep¹⁰ en 2010. El petróleo crudo y los petrolíferos aportaron el 32.3%; el carbón y sus derivados 27.3%; el gas natural 21.4%; la nucleenergía el 5.7% y el 13.3% provino del grupo de renovables (energía hidráulica, eólica, solar, geotérmica, residuos y biomasa (IEA, 2013).

El presente escrito se centra en dos fuentes energéticas, el carbón y el uranio. Si bien no son las energías más amigables con la salud y el medio ambiente, si responden a la necesidad de emplearlos como recursos emergentes y ambos representan recursos naturales disponibles en el país.

Desde finales del siglo XIX el carbón ha sido explotado (Contreras, 2001; Corona *et al.*, 2006 y 2007), en tanto que el uranio, únicamente fue explorado en algunas zonas del país a través de Uranio Mexicano (URAMEX), empresa paraestatal que se encargó de la exploración de minerales radiactivos hasta que fue liquidada en el año 1985. Actualmente el Servicio Geológico Mexicano realiza la integración, homogenización y reinterpretación de los informes técnicos realizados por URAMEX, así como algunas labores de exploración (SGM, 2013).

El principal objetivo de la investigación es advertir las ventajas y desventajas, particularmente del carbón de tipo bituminoso y del uranio depositado en los yacimientos de tipo *roll front*. Adicionalmente, el conocer estos contextos nos permite concientizar y en su caso, reorientar o iniciar nuevas líneas de investigación en pro de nuestro planeta.

Materiales y métodos

El trabajo es el resultado de una investigación bibliográfica. Parte de este material fue consultado desde equipos de cómputo con acceso a la Red Informática Mundial (WWW, World Wide Web), debido a que muchas estadísticas e informes técnicos se encuentran disponibles a través de este medio.

El material consultado fue extraído de los portales oficiales de la Organización de las Naciones Unidas (UN, 2013); Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, International Atomic Energy Agency); Agencia de Energía Nuclear de la OCDE (NEA, Nuclear Energy Agency; (OECD, 2013); Asociación Nuclear Mundial (WNA, World Nuclear Association; (WORLD-NUCLEAR, 2013); la Asociación Mundial de Carbón (WCA, World Coal Association; (WORLD-COAL, 2013); el Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2013); Cámara Minera de México (CAMIMEX, 2013), entre otras.

¹⁰ Mtep significa megatonelada equivalente de petróleo. Una tonelada equivalente de petróleo (tep, en inglés toe) es una unidad de energía (1 tep = 7,2056 bep, barriles equivalentes de petróleo). Dado que la composición química del petróleo varía, se ha tomado un valor convencional de 1 tep = 10⁷ kcal = 41,868 · 10⁶ J (julios) = 11,630 kWh (kilovatios-hora) (MCGRAW-HILL. 2013).

Resultados y discusión

Carbón bituminoso

El carbón es una roca sedimentaria compuesta por una fracción orgánica, sustancias minerales, elementos trazas, agua y gases. Proviene de los restos alterados de la vegetación que se acumularon originalmente en pantanos y ciénagas, que debido a los movimientos tectónicos quedaron sepultados. La transformación de esta materia orgánica en el subsuelo por efecto del incremento de profundidad y temperatura se denomina carbonización, misma que se caracteriza por una secuencia de cambios físicos, bioquímicos y geoquímicos que dan como resultado una serie de carbones que se pueden clasificar de acuerdo a su evolución térmica en diferentes rangos o categorías que inician con la turba, lignito, carbón bituminoso, antracita y, finalmente grafito. (Corona *et al.*, 2007).

En parte, los carbones se clasifican para definir su calidad (determinada por la temperatura, presión y el tiempo de formación) e idoneidad en determinados usos, y por tanto, para establecer sus precios. En los carbones de alto rango, con un poder calorífico mayor a $6390 \text{ kcal kg}^{-1}$ se incluye el carbón bituminoso y las antracitas. En el carbón térmico lo que importa principalmente es el contenido energético. En el carbón metalúrgico se destaca fundamentalmente su propiedad “coquizable”, por lo que son de mayor interés sus propiedades físicas y los elementos químicos que lo integran. Los carbones coquizables deben tener bajos contenidos de azufre y fósforo, y al ser relativamente escasos, generalmente son más caros que los carbones térmicos (Wallace, 2009). En los EUM, el mercado del carbón es de tipo oligopsónico (pocos clientes frente a muchos oferentes), observándose principalmente dos grandes consumidores: Comisión Federal de Electricidad (CFE), que lo destina a la generación de electricidad; y el Grupo Acerero del Norte, cuyo mercado es el siderúrgico. (Wallace, 2009; CAMIMEX, 2013).

El carbón bituminoso es el más utilizado en México y en el mundo, principalmente para la generación de vapor en la producción de electricidad, la calefacción, el gas y el coque. La antracita, aunque no arroja humo y es de alto valor calorífico, su distribución y reservas nacional y mundial son restringidas (Wallace, 2009). En nuestro país, las estimaciones de todas las reservas de carbón, incluyendo el grafito, son relativamente pequeñas, cerca del 0.1% del total mundial. En 2011 se estimaron en 1264 millones de toneladas (Mt), (CAMIMEX, 2013). En general, el carbón de la sub-región “Sabinas-Monclova”, es de tipo sub-bituminoso (grupo derivado de los bituminosos), apropiado para su transformación en coque: tiene volatilidad media a baja y presenta vitrinita como constituyente. En la sub-región “Fuente-Río Escondido”, el tipo de carbón es sub-bituminoso “C”, de alta volatilidad (de flama larga), poco apropiado para transformarlo en coque; por lo que se utiliza para la producción de energía eléctrica. (Corona *et al.*, 2007).

Uranio

El uranio natural es una mezcla de tres isótopos: de cada gramo el 99.28 % corresponde al ^{238}U , el 0.71% al ^{235}U , y el 0.008% al ^{234}U . Se caracteriza por ser levemente radioactivo y por su semi-ubicuidad: se presenta en bajas concentraciones en rocas, suelo, agua y en los seres vivos. Se emplaza especialmente en la corteza continental con una abundancia media de 1.3 ppm, con una concentración promedio en la corteza superior de 2.7 ppm y de 0.2 ppm en la inferior (Rudnick y Gao, 2004).

Para producir el combustible, el uranio natural es separado en dos porciones, el ^{235}U , isótopo fisionable y los no fisionables, el ^{234}U y ^{238}U . A la porción combustible que tiene mayor proporción de ^{235}U que lo normal, se le llama uranio enriquecido y es el más radiactivo. De la porción sobrante resulta



el uranio empobrecido y es menos radiactivo. El isótopo ^{235}U es la materia prima en las plantas de energía nuclear. El ^{238}U se puede convertir en plutonio (UN, 2013).

De acuerdo al libro rojo (IAEA, 2013b), en el año 2008, el 64% de la electricidad mundial se generó a partir de combustibles fósiles; el 16% de la fisión nuclear, el 19% de los plantas hidroeléctricas y el 1% de otras fuentes renovables. De hecho, durante más de 20 años, la energía nuclear ha generado entre el 15-16% del suministro mundial de electricidad. Asimismo, el 85% de la producción de uranio es empleada para la demanda de generación de energía (WORLD-NUCLEAR, 2013). Según las estadísticas de la WCA, en el 2011 esta fuente energética cubrió el 30.3% a la energía primaria global y generó el 42% de la electricidad en el mundo (WORLD-COAL, 2013).

El uranio se concentra en una gran variedad geológica de depósitos. Uno de los estilos más importantes de mineralización está relacionado a los depósitos epigenéticos tipo *roll-front* (18% de la reserva mundial de uranio con leyes entre 0.05 y 0.4%). En el mundo han sido reportados ante la Agencia Internacional de Energía Atómica 831 depósitos de uranio con información puntual; de éstos, 216 corresponden al tipo *roll front* (INFCIS, 2013).

La principal fuente de uranio de los *roll-front* son las rocas ígneas de antiguos volcanes que fueron afectadas por los procesos de intemperismo y erosión, por lo que este elemento fue progresivamente disuelto y transportado aguas abajo, infiltrando los estratos permeables (formaciones de areniscas de origen fluvial, lacustrino o deltaico). El uranio en forma soluble en el agua subterránea, presentó una gran afinidad a la materia orgánica que actuó como fijadora (condiciones de un ambiente reductor). Este tipo de depósitos contienen altas reservas y buenas leyes. Otra de sus características es que se encuentran delimitados por capas impermeables de lutitas/arcillas, los que los mantiene hasta cierto punto confinados (Lehmann, 2008; Boberg, 2012). Para su uso, el uranio debe ser extraído y concentrado. En el caso de los depósitos de uranio tipo *roll-front*, la extracción se efectúa por medio de la Lixiviación *In Situ* (ISL), conocida también como Recuperación *In Situ* (ISR). En el año 2011 su empleo fue del 45% (WORLD-NUCLEAR, 2013). Actualmente los recursos mundiales de uranio son suficientes para sostener la generación de energía nuclear entre 85 a 100 años. Sin embargo, existe la hipótesis de que los avances en la tecnología de neutrones, podrían extraer hasta unas 30 veces más energía del uranio que los reactores actuales, pudiéndose extender el tiempo de vida de dichas reservas a más de mil años (OECD, 2013; IAEA, 2013a).

Energía nuclear

El gobierno mexicano apuesta fuertemente a la expansión de la energía nuclear (y también la eólica), para reducir la dependencia del gas natural, al carbón, así como reducir las emisiones de dióxido de carbono (CO_2). En mayo del 2010, la CFE tenía planes para la creación desde cuatro hasta diez centrales nucleares, entre el 2019 y 2028. El escenario más agresivo de la CFE, era la construcción de diez plantas de energía nuclear, capaces de suministrar casi un cuarto de las necesidades energéticas del país en el 2028. (ENERGIA-NUCLEAR, 2013).

Carbón bituminoso versus uranio de yacimientos de tipo roll front

A continuación se examinan algunos parámetros para comparar la información hallada en cuanto al carbón y al uranio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ventajas y desventajas asociadas al carbón bituminoso y al uranio proveniente de los depósitos tipo *roll front* en los EUM

Distribución geográfica	<p>Carbón bituminoso Hay indicios de carbón en numerosos estados de la República, pero sólo tres regiones son importantes: (1) la cuenca de Sabinas (carbón coquizable) y Fuentes-Río Escondido (carbón térmico). Se ubica al centro-norte de Coahuila y una pequeña área de Nuevo León. Con cerca de 12 000 km² aporta más del 90% de la producción nacional de carbón. (2) Oaxaca y (3) Sonora; estos yacimientos están en estratos fuertemente plegados y con fallas geológicas que hacen difícil y costosa su explotación. (Corona <i>et al.</i>, 2006).</p> <p>Uranio (depósitos tipo <i>roll front</i>) Las evaluaciones de mayor detalle son La Coma, Nueva León; Peña Blanca, Chihuahua y Los Amoles, Sonora; con algunos estudios de menor detalle en Durango y Oaxaca. De acuerdo al SGM existe un yacimiento que a mediano plazo puede de ser explotado y de esta manera disminuir la actual importación de uranio. (SGM, 2013). Existe tres depósitos de uranio tipo <i>roll front</i> reportados por los EUM en el año 2010 ante la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA), (INFCIS, 2013).</p>
Composición del energético	<p>Carbón bituminoso El carbón no es puro. Su composición incluye carbono, hidrógeno, oxígeno, así como pequeñas cantidades de azufre y nitrógeno; contiene además, dióxido de carbono y metano; compuestos aceitosos, como alquitrán y brea, que a su vez contienen amoniaco, tolueno, naftas y creosotas (Clayton, 1998). Además de los compuestos citados, presenta una enorme variedad de elementos. Se han documentado depósitos de carbón asociados a elementos radiactivos como el uranio, el torio, radio, radón, entre otros. (Min <i>et al.</i>, 2005). En México no se ha documentado pero en los EUA se citan al menos 15 elementos (antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cloro, cromo, cobalto, plomo, manganeso, mercurio, níquel, potasio, selenio, torio y uranio), asociados al carbón, que junto con otras sustancias potencialmente peligrosas son liberadas a la atmósfera (HAPs, hazardous air pollutants). Otros posibles son el aluminio, sílice, hierro, calcio, magnesio, titanio, sodio, azufre.</p> <p>Uranio (depósitos tipo <i>roll front</i>) De acuerdo a Boberg (2012), los depósitos de uranio tipo <i>roll front</i> pueden contener sulfuros (pirita, H₂S; minerales ferromagnesianos, un contenido variable de metales accesorios (molibdeno, vanadio, selenio, etc.). Puede presentar asociaciones con hidrocarburos (yacimientos de petróleo y gas). En los yacimientos mexicanos aún no se realizan estudios a detalle.</p>
Método de extracción	<p>Carbón bituminoso Minas a cielo abierto y subterráneas. Desde hace décadas se realiza la extracción en la Cuenca de Sabinas. Las grandes empresas cuentan con experiencia y la tecnología; además existen bastantes estudios geológicos y mineros. Sin embargo, se han documentado diversos accidentes; varias pequeñas minas trabajan bajo condiciones inseguras e ilegales, no se aplican los reglamentos que establece la Secretaría de Trabajo¹¹ y el carbón extraído no siempre reúne la calidad que exige el mercado. (Corona <i>et al.</i>, 2007; Wallace, 2009; PROCESO, 2013).</p> <p>Uranio (depósitos tipo <i>roll front</i>) Desde hace algunos años su extracción se realiza por medio de la Lixiviación <i>In Situ</i> (ISL). El método involucra la recuperación de los minerales desde su sitio de depositación mediante la lixiviación (disolución) y bombeo a través de pozos, por lo que no implica descapotar el área. Una solución se inyecta a los depósitos para disolver el uranio, usando la propia agua subterránea</p>

¹¹El artículo 343-A de la Ley Federal del Trabajo (LFT), establece las disposiciones a las que debe sujetarse la minería del carbón en cualquiera de sus etapas y modalidades, incluidas las de tipo artesanal. No obstante, la LFT excluyó el párrafo dos, que señalaba “Queda prohibido el trabajo en tiros verticales para la extracción de carbón, a profundidades menores de 100 m o mediante el empleo de botes, (...), en donde las actividades mineras se llevan a cabo sin contar con las licencias, permisos y autorizaciones (...), no contando con las medidas de seguridad (...), para proteger la vida de los trabajadores” (PROCESO, 2013).

**Cuadro 1. Continuación**

nativa del yacimiento, la cual se enriquece con un agente complejante y un oxidante. Una vez que la solución regresa a la superficie, el uranio se recupera. Cada depósito es diferente, por lo que se buscan las soluciones más eficientes y menos nocivas. Al terminar la explotación se intentan restablecer las condiciones que prevalecían al inicio. (Boberg, 2012)

El costo de extracción por ISL es en promedio 50% inferior a los métodos como la lixiviación ácida en terreros, no se requieren de plantas de tratamiento; el acuífero es monitoreado para evitar que contamine el agua de otro acuífero; es menos agresivo con el medio ambiente. Con la técnica ISL, existe poca perturbación de la superficie y evita los relaves. (Boberg, 2012), (ENUSA, 2013).

Pronóstico de sus reservas

Carbón bituminoso
En 2011 se estimaron 1,264 Mt. (CAMIMEX, 2013). Cabe citar que México tuvo importaciones de carbón en el 2011, de 8,718 millones de toneladas cortas (1 t corta equivale a 907,18474 kg). (EIA, 2013).

Uranio

Se han localizado 49 localidades en las que se verificó la presencia de algún tipo de depósito de uranio (SGM, 2013). Durante la etapa de prospección, URAMEX, identificó reservas de alrededor de 2,000 t de uranio, mismas que aún no han sido explotadas (ENERGIA-NUCLEAR, 2013).

Eficiencia

Comparación en la capacidad de producción de energía eléctrica

	kWh
Un barril de petróleo	1,700
Una tonelada de carbón	2,500
Un mpc de Gas Natural	293
1 Libra de Uranio	17,804

(NEI, 2013a)

Comparativo de costos de producción

Costos del 2011 para la producción de electricidad en los EUA. (centavos por kilowatt-hora)

I.	Nuclear	2.19 ¢
II.	Carbón	3.23 ¢
III.	Gas Natural	4.51 ¢

(NEI, 2013b)

Impacto medio ambiente y a la salud

al Carbón bituminoso
Ejemplos de los impactos de la minería hacia el ambiente: El agua mezclada con azufre genera ácido sulfúrico, y esta contamina los suelos, altera ecosistemas y a veces no es posible a corto plazo regenerar la tierra. Se afecta el paisaje, se remueve el suelo, se dejan oquedades y acumulaciones de derrubios que muchas veces aceleran los procesos de intemperismo y erosión. El agua que se infiltra (yacimiento y derrubios), puede fluir hacia los ríos cargada de tóxicos, metales pesados y productos químicos usados en la minería (explosivos), especialmente si no existen actividades de monitoreo. Además el agua que se bombea para sacarla de las minas subterráneas, no suele reinyectarse ni tampoco se procura evitar su contaminación. El carbón¹², es un gran generador de CO₂, causante del calentamiento global del planeta. Durante el proceso de combustión, también se desprenden a la atmósfera, cantidades de dióxido de azufre, lo cual da origen a la formación de las "lluvias ácidas", que afectan a la biósfera. Las plantas que trabajan con carbón emiten mercurio y hollín. Si el mercurio ingresa al cuerpo humano, actúa como neurotoxina, interfiere con el cerebro y el sistema nervioso; la exposición en fetos y niños pequeños es peligrosa. El hollín puede causar ataques de asma, intensificar las enfermedades cardiovasculares y otros. Los niños y ancianos son los más vulnerables.

¹²De acuerdo con el Inventario Nacional de Emisiones de Gases Efecto Invernadero, en México, el sector energía (producción, transformación, manejo y consumo de productos energéticos) es la principal fuente de emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI). En el 2006 representó 60.7% del total de las emisiones. En su mayoría (60%), se derivan de la liberación de CO₂ durante la combustión, como resultado de la oxidación de carbono en los combustibles. (SENER, 2012).

Cuadro 1. Continuación

Los mineros que inhalan por más de 15 años polvo de carbón, sufren de pneumoconiosis, y en estado crónico, fibrosis pulmonar, la cual reduce la función de los pulmones, acortando la vida. Pero dado que el carbón viene acompañado de otros compuestos, por ejemplo de cuarzo o sílice, las partículas que se respiran pueden complicar la enfermedad. La severidad de las enfermedades está ligada a la cantidad de polvo de carbón que se adhiere al parénquima de los pulmones. Otras patologías asociadas son la bronquitis crónica y enfisema. La artritis reumatoide puede exacerbarse por pneumonias, desarrollando daño en el pulmón (Síndrome de Caplan).

Uranio (cualquier depósito)

En el caso de los tipos *roll front*, al menos en la etapa de extracción del uranio, se reducen las exposiciones a riesgos a la salud y tampoco representan graves daños a los ecosistemas.

La energía nuclear suelen producir contaminantes térmicos y desechos radiactivos; no obstante existe un protocolo más riguroso para el manejo y confinamiento de dichos desechos.

La toxicidad del uranio se debe a sus propiedades químicas (metal pesado), y a su naturaleza radiactiva, por lo que existe una doble posibilidad de generar enfermedades.

En las patologías derivadas a la exposición con el uranio, sean óseas, pulmonares o renales, no deben existir las generalizaciones. Se debe tener en cuenta que el tipo de efecto pudo ser tóxico-químico o por radiotoxicidad. Además hay que distinguir entre uranio natural, enriquecido o empobrecido o isótopos artificiales, y diferenciar, en el caso del ^{238}U , si los efectos fueron directos o por otros elementos de la serie radiactiva (por ejemplo, radón). También hay que distinguir entre compuestos hidrosolubles y los insolubles (la capacidad de lesionar diversos órganos está en función de su solubilidad o insolubilidad, ya que ésta determinará el grado de absorción). Las formas solubles del uranio se absorben rápidamente y presenta un mínimo de fijación en el pulmón. Por vía digestiva, la eliminación es rápida con una baja retención del uranio. En lo referente a la toxicidad química, los compuestos hidrosolubles del uranio son los responsables, crean lesiones renales como nefritis tubular aguda, pudiendo derivar a atrofia tubular por una exposición continua (depende del tipo de compuesto químico). El uranio en su forma insoluble puede generar radiotoxicidad, pudiendo almacenarse y manifestarse en el tejido óseo y el renal. Las partículas de compuestos insolubles de uranio se concentran en los pulmones, ganglios e hígado. La exposición a isótopos artificiales como el ^{233}U , permite la aparición de tumores óseos. Se ha observado que en el desarrollo de las neoplasias pulmonares de los mineros en yacimientos de pechblenda, hay otros elementos de la serie radiactiva ligados al uranio. También se han documentado alteraciones cromosómicas. (Pena, 2001); (Boberg, 2012).

Mt, millones de toneladas

Fuente: Elaborado con datos provenientes de las referencias incluidas en el texto.

Con base a los hallazgos encontrados, ni el uranio ni el carbón constituyen la panacea a largo plazo para resolver los problemas energéticos en nuestro país y ambos presentan una cara oscura. Particularizando al uranio depositado en los yacimientos tipo *roll front*, respecto a los mantos de carbón bituminoso, en cuanto al método de extracción ISL, los primeros están muy por encima del bituminoso en términos de costos, y porque son más fáciles en su extracción, no requiere de transportarlos ni de plantas para lixiviación y en general son más amigables con el ambiente. En términos de daño a la salud y al medio ambiente, tanto el uranio como el carbón tienen sus propios inconvenientes, mismos que actualmente están siendo mitigados con nuevas tecnologías no referidas en este trabajo. En cuanto a la producción de energía, la derivada del uranio es más limpia, menos costosa y con una mayor capacidad para producir electricidad. Ambas fuentes de energía son limitadas en cuanto a sus reservas, aunque para el uranio hay una estela de esperanza en el sentido de hacerla rendir por un tiempo mayor.

Conclusiones

Mientras que nuestro país y otras naciones no encuentren fuentes de energía alternativa definitivas y capaces de reemplazar a los combustibles fósiles, además de seguir buscando líneas de investigación que aminoren los impactos y una mayor eficiencia de éstas, también se deben buscar las estrategias en



materia energética que sustituirán temporalmente a las mermadas reservas de hidrocarburos. Tanto el carbón como el uranio son dos recursos disponibles en el país, que pueden ser aprovechados, al igual que el uso de otras fuentes alternativas de energía, siempre y cuando se busque impactar lo menos posible a la salud y a nuestro entorno.

Bibliografía

- Boberg W. 2012. Sandstone uranium deposits, roll-fronts, solution fronts, redox fronts. IAEA Technical Meeting on the origin of sandstone uranium. Deposits: a global perspective. Vienna, Austria.
- CAMIMEX. 2013. Consultado en <http://www.camimex.org.mx/secciones1/publicaciones/informe-anual/informe-anual-2012/grupo-de-productores-de-minerales-siderurgicos/grupo-de-productores-de-minerales-siderurgicos-4>. Fecha de consulta: abril, 2013.
- Clayton J. 1998. Geochemistry of coalbed gas - A review. *International Journal of Coal Geology* 35:159-173.
- Contreras-Delgado C. 2001. La explotación del carbón en la Cuenca Carbonífera de Coahuila (1866-1900). La división espacial del trabajo. *Colegio de la Frontera Norte. Estudios de historia y sociedad. México* 87:177-203.
- Corona-Esquivel R., J. Tritlla, M. Benavides-Muñoz, N. Piedad-Sánchez, I. Ferrusquía-Villafranca. 2006. Geología, estructura y composición de los principales yacimientos de carbón mineral en México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. Volumen Conmemorativo del Centenario. Revisión de algunas tipologías de depósitos minerales de México* 4:141-160.
- Corona R., R. Martínez, J. Tritlla, M. Benavides, N. Piedad. 2007. Principales yacimientos de carbón mineral en México. *Geomimet XXXIV*. pp. 8-40.
- EIA. 2013. Consultado en <http://www.eia.gov/>. Fecha de consulta: abril, 2013.
- ENERGIA-NUCLEAR. 2013. Consultado en http://energia-nuclear.net/situacion/energia_nuclear_mexico.html. Fecha de consulta: abril, 2013.
- ENUSA. 2013. Consultado en http://www.enusa.es/pub/enusa/uranio_yacimiento.html. Fecha de consulta: abril, 2013.
- IAEA. 2013a. Consultado en <http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/RawMaterials/RTC-Ghana-2010/5.RedBook.pdf>. Slezak. 2010. Red Book – Uranium: Resources, production and demand. Ghana. Workshop on Uranium Data Collection & Reporting. Fecha de consulta: abril, 2013.
- IAEA. 2013b. Consultado en http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/Technical_Areas/NFC/uranium-production-cycle-redbook.html. Uranium 2011: resources, production and demand. Redbook. Fecha de consulta: marzo de 2013.
- IEA. 2013. Consultado en <http://www.iea.org/stats/>. Energy Balances of OECD countries y Energy Balances of Non-OECD countries, IEA, Edición 2012. OECD/IEA International energy agency. Fecha de consulta: abril, 2013.
- INFCIS. 2013. Consultado en <http://infcis.iaea.org/UDEPO>. Estadísticas al 2012. Fecha de consulta: Abril, 2013.
- Lehmann B. 2008. Mineral Resources. Clausthal University of Technology. Germany. *Reviews in Economic Geology* 2:17-26.
- MCGRAW-HILL. 2013. Consultado en <http://www.mcgraw-hill.es/bcv/guide/capitulo/8448164261.pdf> Energías no renovables. Capítulo 5. 86 pp.
- Min M., H. Xu, J. Chen, M. Fayek. 2005. Evidence of uranium biomineralization in sandstone-hosted roll-front uranium deposits, northwestern China. *Ore Geology Reviews* 26:198-206.
- NEI. 2013a. Consultado en http://www.nei.org/corporatesite/media/filefolder/fuel_chart.jpg. Fecha de consulta: mayo de 2013.
- NEI. 2013b. Consultado en http://www.nei.org/corporatesite/media/filefolder/Infographic_-_Production_costs_2011.jpg. Fecha de consulta: mayo de 2013.
- OECD. 2013. Consultado en <http://www.oecd-nea.org/press/2006/2006-02.html>. Uranium 2005: Resources, Production and Demand. Fecha de consulta: abril, 2013.
- Pena I. 2001. Uranio y enfermedad. *Medicina Clínica* 116:772-774.
- PROCESO. 2013. Consultado en <http://www.proceso.com.mx/?p=321443> Octubre 2012. Fecha de consulta: mayo de 2013.
- Rudnick R., S. Gao. 2004. Composition of the continental crust. In: Holland H. D., K. K. Turekian. (eds). *Treatise on Geochemistry*. Oxford. Elsevier Pergamon. Vol. 3. pp. 64.
- SENER. 2012. Balance Nacional de Energía 2011. Subsecretaría de Planeación Energética y Desarrollo Tecnológico. Dirección General de Planeación Energética. México. 159 pp.
- SGM. 2013. Servicio Geológico Mexicano. Informe de Rendición de Cuentas de la Administración Pública Federal 2006 – 2012. pp. 15.
- UN. 2013. Consultado en <http://www.un.org/spanish/ua.htm>. Fecha de consulta: marzo de 2013.
- Wallace R. 2009. El Carbón en México. Facultad de Economía. UNAM. *Revista Economía Informa México* 359:138-159.
- WORLDCOAL. 2013. Consultado en <http://www.worldcoal.org/resources/coal-statistics>. Fecha de consulta: 2013.

WORLD-NUCLEAR. 2013. Consultado en <http://www.world-nuclear.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Mining-of-Uranium/World-Uranium-Mining-Production/#.UWsFgqJhXVo>. Fecha de consulta: marzo, 2013.

6

**Conferencias
Magistrales**



6.1 Desarrollo de capacidades para la implementación de la Ley General de Cambio Climático

Mesta-Fernández María E.¹

¹*Rainforest Alliance, Ricardo Palmerín # 110, Guadalupe Inn, Álvaro Obregón, C.P. 01020, D.F., México. Autor para correspondencia: mmesta@ra.org*

Resumen

La recién publicada Ley General de Cambio Climático (LGCC) representa un avance significativo en el esfuerzo del Estado mexicano por contribuir a las acciones mundiales de adaptación y mitigación al Cambio Climático y generar un marco legal que coadyuva a garantizar eficazmente el derecho fundamental a un medio ambiente adecuado para el bienestar y desarrollo de todos los mexicanos. Así entonces, si bien la LGCC si bien puede resultar un marco legal eficaz para lograr los objetivos estratégicos que se propone requerirá que el País desarrolle capacidades para su aplicación efectiva. Lo anterior supone hacer un análisis crítico de qué se requiere hacer para que el país pueda transitar hacia un desarrollo bajo en carbono y cómo hacerlo. El presente artículo presenta un análisis crítico de cuáles son los alcances que puede llegar a tener esta ley para el desarrollo del país y cuáles son las limitaciones que deben ser abordadas para lograr su aplicación efectiva. El artículo aborda retos relacionados con la evolución y aplicación efectiva de la legislación para un desarrollo sustentable; el desarrollo de nuevos arreglos institucionales nunca antes implementados en el país; la aplicación efectiva de instrumentos de política pública y sobre todo la necesidad de generar capacidades en el país para la adopción de mejores prácticas que generen un cambio en los patrones de producción y consumo actuales.

Palabras clave: desarrollo de capacidades, legislación para el desarrollo sustentable, desarrollo bajo en carbono, desarrollo integral y sustentable, adopción de mejores prácticas.



6.2 Mitigación de carbono en bioenergía, agricultura y el sector forestal: perspectivas del quinto reporte global del IPCC

Masera-Cerutti Omar¹

¹Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, Campus Morelia Antigua Carretera a Pátzcuaro # 8701, Col. San José de La Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, Mexico. Autor para correspondencia: omasera@gmail.com

Resumen

El sector agricultura, forestal y de otros usos del suelo (AFOLU por sus siglas en inglés) contribuye actualmente con aproximadamente el 25% del total de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a nivel mundial y es clave en estrategias futuras de mitigación del cambio climático. Específicamente, la bioenergía está íntimamente ligada al sector AFOLU y representa una fuente de energía muy importante para la mitigación de las emisiones de GEI y para el impulso a la transición hacia las fuentes renovables de energía. La ponencia analiza las estrategias globales de mitigación que se están discutiendo en el nuevo reporte de revisión mundial del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) y las sinergías y trade-offs que existen entre los diferentes sub-sectores (agrícola-forestal-pecuario y bioenergético). Se analiza también el caso de México, con énfasis en el rol de las distintas opciones bioenergéticas en la mitigación futura de GEI del país.

Palabras clave: bioenergía, escenarios futuros de mitigación, sector agrícola y forestal.

6.3 Plan científico del Programa de Carbono para Norteamérica (CarboNA)

Richard Birdsey¹

¹US Forest Service, 11 Campus Blvd. Ste. 200, Newtown Square, PA, USA, 19073. Autor para correspondencia: rbirdsey@fs.fed.us

Resumen

CarboNA es una iniciativa conjunta a nivel de los gobiernos de Canadá, Estados Unidos de América y México, cuya meta es establecer una gran cohesión a lo largo de Norteamérica en los campos de la dinámica de los almacenes de carbono y flujos de gases de efecto invernadero, y las estrategias de mitigación relacionadas con el carbono, a través de la identificación de problemas prioritarios a escala continental y la promoción de investigación colaborativa en áreas de interés común y capacidades complementarias. Los objetivos generales son (1) Determinar la distribución temporal y regional así como la magnitud de los almacenes de carbono y los flujos de gases de efecto invernadero en toda Norteamérica y océanos adyacentes; (2) Entender cómo éstos afectan y son afectados por perturbaciones, factores sociales y clima; (3) Predecir cambios climáticos futuros por medio de un mejor entendimiento de potencial retroalimentación; y (4) Explorar los factores que dan forma a las respuestas de mitigación, evaluar estrategias de mitigación relacionadas con el carbono y nuevas tecnologías para la medición y el monitoreo de carbono.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, almacenes de carbono, cambios climáticos futuros, estrategias de mitigación.



6.4 Iniciativa para crear la Agencia Mexicana de Mares y Costas

Lara-Lara Rubén¹

¹CICESE, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Departamento de Ocenografía Biológica, Carretera Ensenada-Tijuana No 3718, Zona Playitas C. P. 22860, Ensenada, México. Autor para correspondencia: rlara@cicese.mx

Resumen

Con la finalidad de contar con un organismo que se encargue de apoyar a las diversas dependencias de gobierno con injerencia en los asuntos costeros y marinos; de atender los vacíos administrativos que se han detectado en la estructura del poder ejecutivo en relación con mares y costas; y de generar información confiable y oportuna para la toma de decisiones; se pretende la creación del organismo denominado Agencia Mexicana de Mares y Costas (AMMC). Su misión será generar información científica oportuna para contribuir a la protección del ambiente y al manejo adecuado de los recursos costeros y marinos así como para el aprovechamiento sustentable de estos recursos en beneficio del país. Asimismo, una de las tareas más urgentes, es generar el conocimiento y la información para desarrollar los nuevos negocios (energía eólica, solar, mareomotriz, biocombustibles, minerales, agua dulce, fármacos, maricultura, etc.) del futuro, esto es, la nueva economía marina sustentable del siglo XXI. Y su visión será ser la institución líder en nuestro país, que provea información adecuada y oportuna, que apoye la generación de conocimiento científico mediante la vinculación con las instituciones de investigación del país, las organizaciones de la sociedad civil, para fortalecer las nuevas oportunidades de los negocios del futuro y que enriquezca las decisiones de los usuarios en general en asuntos de los mares y costas de México.

Palabras clave: mares y costas, conocimiento, uso sustentable.

6.5 El carbono en los ecosistemas terrestres de México

Etchevers-Barra Jorge D.¹; Paz-Pellat Fernando¹; Saynes-Santillán Vinisa¹; Carrasco-Fuentes Minerva¹; Cruz-Gaistardo Carlos O.²; Hidalgo-Moreno Claudia I.¹; Padilla-Cuevas Juliana¹ y Barrales-Brito Edgar¹

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

Autor para correspondencia: jetchev@colpos.mx

²INEGI. Av. Héroe de Nacozari Sur 2301 Puerta 3, 1er. Nivel Fracc. Jardines del Parque 20270 Aguascalientes, Ags. México.

Resumen

La UNFCCC ha establecido la urgencia de implementar medidas que estabilicen el CO₂ atmosférico y mitiguen el cambio climático global. Lograr este objetivo requiere que cada país conozca la ubicación y movimiento del C en sus ecosistemas. Los proyectos asociados al Programa Mexicano del Carbono (PMC) colaboran para crear una base de datos de concentración de C en suelo. Se usa la información histórica de INEGI y muestras de suelo y mantillo de sitios los permanentes del Inventario Nacional Forestal y Suelo (INFYS) que coordinarla Comisión Nacional Forestal. De 2008 a 2010 se colectaron aproximadamente 10000 muestras de suelo y 20000 de mantillo en sitios del INFYS. Se determinó el C en estas muestras mediante métodos automatizados y se sistematizó la información de C de la base de datos de INEGI. Aproximadamente 33% de muestras tuvo <2 %, 35 % entre 2-5 % C y 19 % entre 5 y 10 % C. El resto (12.4%) presentó >10% C. La mayor parte del C está en suelos del Golfo de México, con acumulación máxima en la Península de Yucatán y sur de la Sierra Madre Oriental, y la menor se ubicó en las zonas de desierto. Los suelos cultivados tuvieron menos C que los forestales. La investigación mostró la vulnerabilidad de los almacenes de C edáfico en México (bajas concentraciones). Los suelos agrícolas están degradados. Las zonas con mayor acumulación de C presentan altas tasas de deforestación y cambio en el uso del suelo.

Palabras clave: captura de carbono, bosques, cultivos, mantillo, suelo.



6.6 Hacia una síntesis de flujos de agua y carbono en ecosistemas terrestres de México

Vargas Rodrigo¹; Yopez Enrico²; Andrade Jose L.³; Angeles Gregorio⁴; Arredondo Tulio⁵; Castellanos Alejandro⁶; Cueva Alejandro⁷; Garatuza-Payan Jaime²; González-del Castillo Eugenia⁸; Oechel Walter⁹; Rodríguez Julio C.⁶; Sánchez-Azofeifa Arturo¹⁰; Velasco Erik¹¹; Villareal Samuel⁷; Vivoni Enrique¹² y Watts Christopher⁶

¹University of Delaware, Delaware, USA.

²Instituto Tecnológico de Sonora, Sonora, México.

³Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, México.

⁴Colegio de Postgraduados, Tlaxcala, México.

⁵Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, San Luis Potosí, México.

⁶Universidad de Sonora, Sonora, México.

⁷Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México.

⁸University of California-Davis, California, USA.

⁹San Diego State University, California, USA.

¹⁰University of Alberta, Alberta, Canada.

¹¹Singapore-MIT Alliance for Research and Technology, Singapore.

¹²Arizona State University, Arizona, USA. Autor para correspondencia: rvargas@udel.edu

Resumen

Desde hace más de dos años surgió MexFlux como la red de científicos interesados en mediciones de flujos de gases de efecto invernadero en ecosistemas Mexicanos. El objetivo general de MexFlux es generar conocimiento científico para entender el papel de la dinámica de los ecosistemas mexicanos ante los factores de cambio ambiental global. Este conocimiento es importante para entender cómo los procesos de los ecosistemas y los ciclos biogeoquímicos responden a la variabilidad climática. MexFlux cuenta con 11 sitios en donde se han instalado torres de *eddy covariance* y la red cuenta con más de 30 años-sitio de información. El tiempo es apropiado para comenzar a planear síntesis de información entre los sitios de estudio para generar un conocimiento a nivel regional. La comunidad científica y los tomadores de decisiones reconocen la importancia de las biogeociencias (incluyendo el ciclo del agua y el carbono); sin embargo, no existe una historia de estudios de síntesis regional en México. Debido a la gran diversidad de ecosistemas y climas que tiene México es indispensable consolidar las redes existentes de monitoreo ambiental y realizar estudios de síntesis de información. Estos estudios darán la información base sobre cómo los ecosistemas de México responden a la variabilidad climática y la historia del cambio de uso de suelo para poder establecer metas y decisiones de manejo para el futuro. Finalmente, las redes de monitoreo en México deben de consolidarse con una fuerte base científica y con un compromiso de apoyo financiero a largo plazo por parte de instituciones gubernamentales.

Palabras clave: MexFlux, eddy covariance, evapotranspiración, flujos de CO₂.

Abstract

Over two years ago MexFlux emerged as the network of scientists interested in flux measurements of greenhouse gases in Mexican ecosystems. The overall objective of MexFlux is to generate scientific knowledge to understand the role of Mexican ecosystem dynamics and their response to global environmental change. This knowledge is important for understanding how ecosystem processes and biogeochemical cycles respond to climate variability. MexFlux has 11 sites where there have been

installed eddy covariance towers, and the network has more than 30 site-years of information. The time is ripe to start planning synthesis of information from the study sites to generate regional knowledge. The scientific community and decision-makers recognize the importance of biogeosciences (including water and carbon cycles), but there is no history of regional synthesis studies in Mexico. Because of the great diversity of ecosystems and climates in Mexico, it is essential to strengthen existing environmental monitoring networks and perform synthesis studies. These studies will give basic information about how Mexican ecosystems respond to climate variability and land use change in order to set future goals and management decisions. Finally, monitoring networks in Mexico must be consolidated with a strong scientific basis and a long-term financial commitment and support by government institutions.

Keywords: MexFlux, eddy covariance, evapotranspiration, CO₂ fluxes.

Introducción

La humanidad enfrenta nuevos desafíos para desarrollar políticas y mecanismos prácticos de reducción, adaptación y mitigación que permitan enfrentar al cambio ambiental global. Para esto, la comunidad científica tiene la responsabilidad de proporcionar las bases analíticas y cuantitativas que permitan el desarrollo de tales políticas y estrategias. Estas bases incluyen la generación de conocimiento sobre los componentes, procesos y mecanismos por medio de los cuales los ecosistemas responderán a: 1) la variabilidad climática estocástica; y 2) la creciente alteración que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI; ej., CO₂, CH₄, N₂O) producen en la composición atmosférica y en consecuencia, en el clima global.

A través de los procesos de fotosíntesis y respiración, los ecosistemas terrestres y marinos juegan un papel fundamental en la captura y emisión de CO₂ atmosférico, el principal GEI. Por otro lado, las características de la cubierta vegetal también afectan el flujo de humedad hacia la atmósfera a través de la evaporación y la transpiración, y por lo tanto regulan el balance entre los flujos de calor sensible y latente del ecosistema (Fisher *et al.*, 2011). Adicionalmente, el tipo y extensión de cobertura vegetal determina las propiedades físicas de la superficie terrestre tales como el albedo, la emisividad o la rugosidad aerodinámica, factores que pueden modificar la temperatura del aire, la cantidad de precipitación y la velocidad del viento (Burba y Verma, 2005). A su vez, el clima es el principal factor que determina la presencia y distribución de los ecosistemas en regiones particulares, así como la magnitud de numerosos procesos biológicos, estableciéndose una retroalimentación compleja entre la biosfera y la dinámica climática del planeta (Heimann y Reichstein, 2008).

Durante la últimas décadas han surgido varias redes de monitoreo de procesos y atributos ecosistémicos (ej., *International Long Term Ecological Research Network*, [ITLER], *Tropi-Dry: Human and Biophysical Dimensions of tropical dryforests in the Americas*, entre otras). Estas redes han logrado estandarizar protocolos experimentales que se han implementado en diferentes regiones, con lo cual se ha permitido reunir una gran cantidad de información antes dispersa en trabajos de síntesis regional (Greenland *et al.*, 2003). Otro ejemplo es FLUXNET – la red global de mediciones de flujo de vapor de agua, dióxido de carbono (CO₂) y energía en ecosistemas terrestres. Esta red cuenta con más de 500 sitios de estudio alrededor del mundo los cuales han sido utilizados para análisis de productividad primaria, evapotranspiración y respuesta de ecosistemas a perturbaciones (Baldocchi, 2008). FLUXNET es considerada una red de redes ya que está conformada por varias redes regionales (ej., AmeriFlux en los Estados Unidos de América, CarboEurope en Europa). No obstante su amplia cobertura, los sitios FLUXNET se encuentran principalmente localizados en ecosistemas templados, con temperaturas anuales entre 5 °C y 17 °C, precipitación anual entre 600 y 1250 mm, y latitudes

mayores a 30° N, mientras que otras regiones del mundo y otros tipos de vegetación, particularmente los ecosistemas tropicales áridos y semiáridos, se encuentran subrepresentados (Baldocchi, 2008). Esto es importante para México, ya que más del 60% del territorio está representado por ecosistemas áridos y semiáridos (Challenger y Soberón, 2008), lo cual sugiere, que el establecimiento de nuevos sitios de medición de flujos en México, ampliaría no solo la representatividad espacial de FLUXNET, sino también contribuiría al conocimiento de la dinámica de flujos en ecosistemas secos-cálidos y sus implicaciones en el contexto global.

El marco conceptual y operativo de MexFlux

El conocimiento actual de la dinámica de flujos de carbono y vapor de agua en ecosistemas terrestres de México es muy limitado (Escobar *et al.*, 2008). Entre las investigaciones publicadas en revistas internacionales se encuentran mediciones de *RS* en bosques tropicales (Davidson *et al.*, 1993; Vargas y Allen 2008; Vargas, 2012), *NEE* de ecosistemas semiáridos subtropicales (Hastings *et al.*, 2005, Perez-Ruiz *et al.*, 2010), *NEE* en zonas urbanas de la ciudad de México (Velasco *et al.*, 2009) y *ET* en ecosistemas semiáridos (Watts *et al.*, 2007; Vivoni *et al.*, 2008). Estas mediciones de flujos de energía, vapor de agua y CO₂ en el territorio mexicano se originaron a partir de esfuerzos individuales, no concertados bajo un programa estratégico a nivel nacional o regional y sin un financiamiento a largo plazo.

MexFlux es la red de mediciones de flujo de vapor de agua, *GEI* y energía en ecosistemas terrestres, costeros y marinos de México. Su objetivo principal es generar conocimiento científico pertinente para entender el papel de la dinámica de los ecosistemas mexicanos ante el cambio ambiental global. México cuenta actualmente con 11 sitios de estudio que utilizan la técnica de covarianza turbulenta y cuenta con más de 35 años-sitio de información sobre flujos de vapor de agua y CO₂ (Vargas y Yopez 2011, Vargas *et al.*, 2013). Varios sitios de estudio son de reciente instalación (establecidos en 2011) y otros llegan a tener entre nueve y seis años de operación (Cuadro 1). Los sitios con los periodos de medición continua más prolongados se encuentran localizados en ecosistemas semiáridos de Baja California Sur (establecido en 2002) y Sonora (establecido en 2004). Con respecto a su distribución, los sitios se encuentran localizados en: matorrales semiáridos en Baja California; encinar, matorral subtropical, bosque tropical seco y pradera en Sonora; bosques tropicales secos en Jalisco y Yucatán; pastizal semiárido en Jalisco; un bosque de pino bajo manejo forestal en Hidalgo; y un sitio dentro de un ambiente urbano residencial-comercial en la Ciudad de México. Finalmente, un sitio operó entre 2008 y 2009 en la costa de Baja California midiendo *NEE* en el océano.

Cuadro 1. Información general relevante a los sitios de estudio que conforman la red MexFlux

Nombre del sitio	Estado	Latitud Norte	Longitud Oeste	Elevación (msnm)	Ecosistema (tipo de vegetación)	Año de inicio
La Paz	Baja California Sur	24.13	110.43	170	Matorral subtropical	2002
Tesopaco	Sonora	27.84	109.3	460	Bosque tropical caducifolio	2004
Rayon	Sonora	29.74	110.53	630	Matorral subtropical	2004
Mogor	Baja California	32.07	116.62	406	Matorral subtropical	2008
Chamela	Jalisco	19.51	105.04	52	Bosque tropical caducifolio	2007
Sierra de los Locos	Sonora	29.96	110.46	1403	Bosque de Encino	2008
Ojuelos	Jalisco	21.79	101.61	2228	Pastizal semiárido	2010
Mojonera-Atopixco	Hidalgo	20.62	110.6	2094	Bosque pino-encino	2011
Colorada	Sonora	28.7	110.54	398	Pradera árida	2011

Cuadro 1. Continuación

Escandón	Distrito Federal	19.4	99.18	2240	Urbano-residencial-comercial	2011
KaxilKiuc	Yucatán	28.08	89.57	114	Bosque tropical caducifolio	2011
Todos Santos	Baja California	31.81	116.8	4	Océano	2008-2009

MexFlux reúne a todos los científicos interesados en realizar mediciones utilizando la técnica de covarianza turbulenta en ecosistemas de México. Cada sitio de estudio dentro de MexFlux está representado hasta por dos investigadores responsables. Estos investigadores tienen la obligación de verificar que el sitio siga los lineamientos de estandarización de las mediciones para mantener el adecuado funcionamiento del consorcio. MexFlux se apoya de científicos dentro del consorcio para generar programas de control de calidad, gestión de uso de datos, análisis y comunicación/divulgación de la información. Esta red pretende crecer en los próximos años con la visión que los sitios que se incorporen al consorcio establezcan una estrategia de funcionamiento a largo plazo. Los nuevos sitios, además de cumplir con los supuestos de la técnica de covarianza turbulenta, idealmente estarán localizados en sitios que representen la variabilidad de los ecosistemas Mexicanos y/o en los ecosistemas y regiones más vulnerables ante el cambio climático o el cambio de uso del suelo.

Flujos de CO₂ y vapor de agua en ecosistemas terrestres de México

Existen varias oportunidades de investigación en los ecosistemas de México para validar observaciones de las relaciones fenología/flujos de CO₂ (Richardson *et al.*, 2010), el control de *GPP* sobre *RS* (Vargas *et al.*, 2011a), interacción bi-direccional entre precipitación y los flujos de agua (Xu *et al.*, 2004), influencia de las sequías (Granier *et al.*, 2007), mejorar los parámetros utilizados en modelos de procesos de ecosistemas (Vargas *et al.*, 2011b) y generar esquemas de monitoreo del ciclo del carbono para el reporte y verificación de emisiones de *GEI*.

Por ejemplo, datos del sitio de Ojuelos, en un pastizal semiárido, muestran el efecto de los pulsos de precipitación sobre *NEE* en el verano y por consiguiente el potencial de emisiones de CO₂ mediante el incremento de *Reco*. Así, antes de eventos de precipitación los valores nocturnos de *NEE* (*Reco* por definición) fueron de $<2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ mientras que después de los pulsos de precipitación los valores aumentaron a $>5 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. La relevancia de estas observaciones se relacionan a las observaciones indicando escenarios climáticos caracterizados por cambios en la frecuencia e intensidad de los pulsos de precipitación y los cuales podrán alterar substancialmente la captura de carbono en pastizales semiáridos al reducir o incrementar el estrés hídrico en el que se encuentra el ecosistema (Thomey *et al.*, 2011).

Otro ejemplo se deriva del estudio del monzón de América del Norte que es un fenómeno regional que brinda la mayoría de la precipitación anual sobre grandes extensiones del norte de México (Vivoni *et al.*, 2010). Datos del sitio de Tesopaco, una selva baja caducifolia, muestran la influencia del monzón en la tendencia estacional del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, derivado de observaciones de MODIS), *NEE* y *ET* (Figura 1), con una notoria variabilidad en la dirección y magnitud de los flujos en diferentes momentos de la temporada. Se estima que estos bosques pueden llegar a capturar hasta $374 \text{ gCO}_2 \text{ m}^2$ durante la temporada de monzón (Perez-Ruiz *et al.*, 2010).

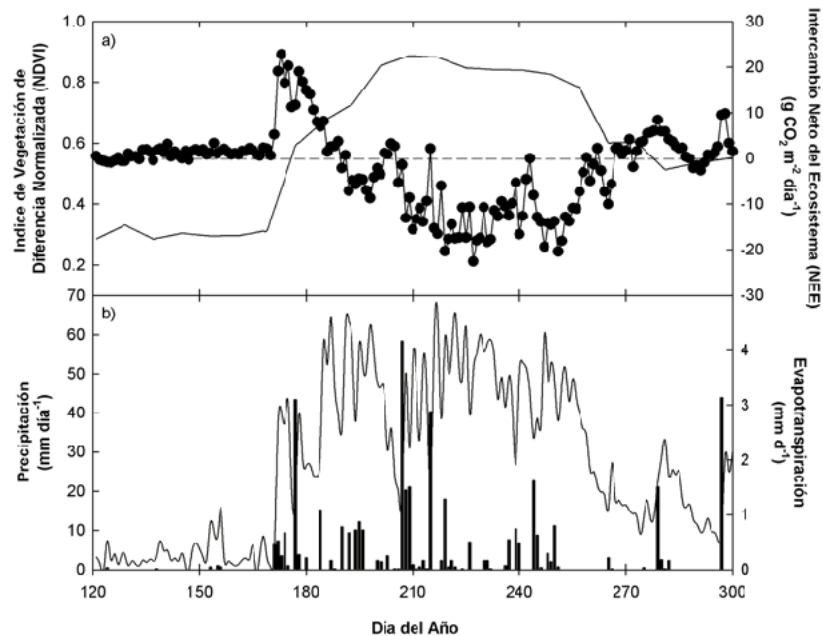


Figura 1. Valores diarios mostrando la tendencia estacional de: a) índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, derivado de observaciones de MODIS) y el intercambio neto del ecosistema (*NEE*); b) evapotranspiración (*ET*) en el sitio de estudio Tesopaco; selva baja caducifolia en el noroeste de México durante el monzón del 2006.

Metas y estrategias a corto y largo plazo

Para una buena coordinación y funcionamiento de MexFlux es indispensable generar compatibilidad entre los sitios de estudio asociados al consorcio. Se pretende usar una estrategia coordinada mediante el uso combinado de métodos micrometeorológicos, meteorológicos, de percepción remota y biofísicos, y el uso de modelos de procesos de ecosistemas para obtener las mejores estimaciones posibles de la magnitud de flujos y almacenes de *GEI*. Con el fin de escalar estas mediciones en tiempo y espacio, en el corto plazo es indispensable generar compatibilidad entre los sitios de estudio asociados al consorcio mediante un protocolo de inter-calibración de los instrumentos de medición y la estandarización de la técnica de medición, los procedimientos de control de calidad de datos no procesados, y finalmente el post-procesamiento de los flujos calculados (i.e., rellenado de series, partición de *NEE* en *GPP* y *RS*) con estándares internacionales (Papale *et al.*, 2006). Implementar esta estandarización permitirá obtener datos comparables para realizar estudios de síntesis regionales y globales dentro del marco de FLUXNET, asegurando al mismo tiempo la flexibilidad necesaria para acomodar los objetivos particulares de cada estudio.

El procesamiento estandarizado y almacenamiento de los datos para facilitar los estudios de síntesis puede ser facilitada por la ciber-infraestructura existente en distintas instituciones de los miembros de MexFlux (ej., Universidad de Alberta, Canadá con su plataforma denominada Enviro-Net: www.enviro-net.org). Inicialmente se planea crear una base de datos con los productos de las mediciones a nivel de sitio (datos crudos) y los datos procesados de forma estandarizada. MexFlux ha adoptado la política para la remisión de la información de cada uno de los sitios de estudio a la base de datos, dentro de un plazo de un año a partir de la incorporación de cada sitio a la red. Los datos serán comunicados por el investigador responsable y procesados de forma estandarizada para hacerlos disponibles de manera gratuita al consorcio, bajo una política de uso justo. Finalmente se generarán

materiales didácticos para la formación de recursos humanos en el área de mediciones micrometeorológicas y biofísicas de flujos y almacenes de agua, otros *GEI* y energía que serán disponibles para todo el público.

Algunos de los retos a corto plazo que enfrenta MexFlux son: 1) reducir las incertidumbres de las mediciones de flujo; 2) establecer normas de archivo y procesamiento de los datos en la base de datos de MexFlux; 3) establecer políticas claras de uso justo de los datos para todos los sitios asociados al consorcio de acuerdo a las políticas de las fuentes de financiamiento para cada uno de los proyectos (i.e., financiamientos nacionales vs. financiamientos internacionales). Así mismo, los sitios de estudio deben invertir en la implementación de mediciones de un conjunto común de parámetros biológicos y físicos que describan el ecosistema (ej., estructura de la vegetación, fenología, propiedades del suelo, historia de manejo) para la mejor interpretación de las mediciones de flujos (Law *et al.*, 2008).

En el mediano plazo, es necesario que MexFlux establezca interacciones con instituciones y redes nacionales e internacionales previamente establecidas, dentro de las que se pueden identificar RETAC (Red Temática del Agua del CONACYT), ECORed (Red Temática de Ecosistemas-CONACYT), ReMAS (Red Temática de Medio Ambiente y Sustentabilidad-CONACYT), PMC (Programa Mexicano del Carbono) y Mex-LTER (Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo). Dentro de las redes internacionales se puede incluir al Programa de Carbono de América del Norte (CarboNA), FLUXNET y Tropi-Dry. Se espera que MexFlux tenga un papel fundamental dentro de FLUXNET ya que México está subrepresentado y limita la generación de estudios de síntesis a nivel regional, así como la generalización de resultados para la toma de decisiones políticas ambientales en Norte América (Harmon *et al.*, 2011, Masek *et al.*, 2011).

A largo plazo MexFlux deberá incorporar mediciones de otros *GEI*, contaminantes, aerosoles e isótopos estables conforme la tecnología sea más accesible y existan los cuadros académicos capacitados. Esta nueva información será integrada en modelos de procesos de ecosistemas para actualizar y validar las observaciones y parámetros previamente establecidos. MexFlux necesitará buscar la integración de investigadores en el área de modelos climáticos y bioclimáticos, aún cuando no estén directamente relacionados con la medición de flujos. Finalmente, es indispensable generar una estrategia multi-institucional para la formación de recursos humanos y de financiamiento de operación de los sitios que fortalecer la continuidad de MexFlux.

Bibliografía

- Baldocchi D. 2008. Breathing of the terrestrial biosphere: lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Australian Journal of Botany* 56:1-26.
- Burba G. G., S. B. Verma. 2005. Seasonal and interannual variability in evapotranspiration of native tallgrass prairie and cultivated wheat ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 135:190-201.
- Challenger A., J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: CONABIO, Capital natural de México. pp. 87-108.
- Davidson E. A., P. A. Matson, P. M. Vitousek, R. Riley, K. Dunkin, G. García-Méndez, J. M. Maass. 1993. Processes Regulating Soil Emissions of No and N₂O in a Seasonally Dry Tropical Forest. *Ecology* 74:130-139.
- Escobar E., J. M. Maass, J. Alcocer-Durand, E. Azpra-Romero, L. I. Falcón-Álvarez, A. Gallegos-García, F. J. García, F. García-Oliva, V. J. Jaramillo, R. Lecuanda-Camacho, V. Magaña, A. Martínez-Yrizar, A. Muhlia, R. Rodríguez Sobreyra, J. Zavala-Hidalgo. 2008. Conocimiento actual de la biodiversidad. Capital natural de México. pp. 161-189.
- Fisher J. B., R. J. Whittaker, Y. Malhi. 2011. ET come home: potential evapotranspiration in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 20:1-18.
- Granier A., M. Reichstein, N. Breda, I. A. Janssens, E. Falge, P. Ciais, T. Grunwald, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, O. Facini, G. Grassi, B. Heinesch, H. Ilvesniemi, P. Keronen, A. Knohl, B. Kostner, F. Lagergren, A. Lindroth, B. Longdoz, D. Loustau, J. Mateus, L. Montagnani, C. Nys, E. Moors, D. Papale, M. Peiffer, K. Pilegaard, G. Pita, J. Pumpanen, S. Rambal, C. Rebmann, A. Rodrigues, G. Seufert, J. Tenhunen, I. Vesala, Q. Wang. 2007. Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 143:123-145.



- Greenland D., D. G. Goodin, C. Smith. 2003. *Climate Variability and Ecosystem Response At Long-Term Ecological Sites*. Oxford University Press. New York. 478 pp.
- Harmon M. E., B. Bond-Lamberty, J. W. Tang, R. Vargas. 2011. Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 116:G00K04.
- Hastings S. J., W. C. Oechel, A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (*Sarcocauloscent*) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology* 11:927-939.
- Heimann M., M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451:289-292.
- Law B. E., T. J. Arkebauer, J. L. Campbell, J. Chen, O. Sun, M. Schwartz, C. van Ingen, S. Verma. 2008. *Terrestrial carbon observations: Protocols for vegetation sampling and data submission*. Global Terrestrial Observing System. FAO, Rome.
- Masek J. G., W. B. Cohen, D. Leckie, M. A. Wulder, R. Vargas, B. de Jong, S. Healey, B. Law, R. Birdsey, R. A. Houghton, D. Mildrexler, S. Goward, W. B. Smith. 2011. Recent rates of forest harvest and conversion in North America. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 116.
- Papale D., M. Reichstein, M. Aubinet, E. Canfora, C. Bernhofer, W. Kutsch, B. Longdoz, S. Rambal, R. Valentini, T. Vesala, D. Yakir. 2006. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences* 3:571-583.
- Perez-Ruiz E. R., J. Garatuza-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodriguez, E. A. Yopez, 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.
- Richardson A. D., T. A. Black, P. Ciais, N. Delbart, M. A. Friedl, N. Gobron, D. Y. Hollinger, W. L. Kutsch, B. Longdoz, S. Luyssaert, M. Migliavacca, L. Montagnani, J. W. Munger, E. Moors, S. L. Piao, C. Rebmann, M. Reichstein, N. Saigusa, E. Tomelleri, R. Vargas, A. Varlagin. 2010. Influence of spring and autumn phenological transitions on forest ecosystem productivity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:3227-3246.
- Thomey M. L., S. L. Collins, R. Vargas, J. E. Johnson, R. F. Brown, D. O. Natvig, M. T. Friggens. 2011. Effect of precipitation variability on net primary production and soil respiration in a Chihuahuan Desert grassland. *Global Change Biology* 17:1505-1515.
- Vargas R. 2012. How a hurricane disturbance influences extreme CO₂ fluxes and variance in a tropical forest. *Environmental Research Letters* 7:035704.
- Vargas R., M. F. Allen. 2008. Diel patterns of soil respiration in a tropical forest after Hurricane Wilma. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 113:G03021.
- Vargas R., D. D. Baldocchi, M. Bahn, P. J. Hanson, K. P. Hosman, L. Kulmala, J. Pumpanen, B. Yang. 2011a. On the multi-temporal correlation between photosynthesis and soil CO₂ efflux: reconciling lags and observations. *New Phytologist*:10.1111/j.1469-8137.2011.03771.x.
- Vargas R., M. S. Carbone, M. Reichstein, D. D. Baldocchi. 2011b. Frontiers and challenges in soil respiration research: from measurements to model-data integration. *Biogeochemistry* 102:1-13.
- Vargas R., E. A. Yopez. 2011. Toward a Mexican eddy covariance network for Carbon Cycle Science. *Eos Transactions AGU* 92:308.
- Vargas R., E. A. Yopez, J. L. Andrade, G. Angeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, J. Delgado-Balbuena, J. Garatuza-Payan, E. Gonzales-del Castillo, W. Oechel, J. C. Rodriguez, G. A. Sanchez-Azofeifa, E. Velasco, E. R. Vivoni, C. Watts. 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: the MexFlux network. *Atmosfera* 26:325-336.
- Velasco E., S. Pressley, R. Grivicke, E. Allwine, T. Coons, W. Foster, B. T. Jobson, H. Westberg, R. Ramos, F. Hernandez, L. T. Molina, B. Lamb. 2009. Eddy covariance flux measurements of pollutant gases in urban Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9:7325-7342.
- Vivoni E. R., H. A. Moreno, G. Mascaró, J. C. Rodriguez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payan, R. L. Scott. 2008. Observed relation between evapotranspiration and soil moisture in the North American monsoon region. *Geophysical Research Letters* 35.
- Vivoni E. R., C. J. Watts, D. J. Gochis. 2010. Land surface ecohydrology of the North American monsoon system Preface. *Journal of Arid Environments* 74:529-530.
- Watts C. J., R. L. Scott, J. Garatuza-Payan, J. C. Rodriguez, 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. K., D. D. Baldocchi, J. W. Tang. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles* 18.

CONSERVATION
INTERNATIONAL
México



ISBN: 978-607-96490-1-2



Enseñar la explotación de la tierra,
no la del hombre

