

Fernando Paz Pellat  
Julio Wong González  
Ruth Torres Alamilla  
Editores



Programa Mexicano del Carbono

Serie: Síntesis Nacionales  
**Estado Actual  
del Conocimiento  
del Ciclo del Carbono  
y sus Interacciones en México:  
Síntesis a 2015**

Programa Mexicano del Carbono

Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C.

Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la  
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco







**Forma correcta de citar:**

Paz, F., J. Wong y R. Torres (editores). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-3-6. 702 p.

ISBN: 978-607-96490-3-6



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

---

[www.pmcarbono.org](http://www.pmcarbono.org)

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).  
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

---

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015

---

Fernando Paz Pellat,  
Julio C. Wong González,  
Ruth Torres Alamilla

---

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono.  
Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C  
Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la  
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Villahermosa, Tabasco

2015

ISBN: 978-607-96490-3-6



## Prólogo

En noviembre de 2015 el Programa Mexicano del Carbono cumplió 10 años de su formación, por lo que felicitamos a todos sus socios por el esfuerzo en buscar la consolidación del colectivo científico.

En el marco de su aniversario, el Programa Mexicano del Carbono presenta al público, por cuarta ocasión, la síntesis nacional del 2015 de las investigaciones que tan esmeradamente realizan científicos nacionales y colegas de otros países, para contribuir al desarrollo y conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en las diversas áreas temáticas de su Comité Científico: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmósfera, Dimensión Social y Bioenergía.

Durante el Sexto Simposio Internacional del Carbono en México, que tuvo lugar en la Ciudad de Villahermosa, Tabasco, bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono, el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A.C., y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, se presentaron muy variados trabajos, nacionales e internacionales, de excelencia en investigación. Se mantuvieron intensas jornadas de discusión e integración del conocimiento de las diferentes áreas, bajo una perspectiva de interés común y una visión multidisciplinaria y multi institucional de los diversos enfoques en la dinámica del carbono y sus interacciones.

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

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

Fernando Paz Pellat

**Coordinador General**

**Programa Mexicano del Carbono**



# CONTENIDO

## CAPÍTULO 1: ECOSISTEMAS TERRESTRES 15

1.1	Perspectivas en la investigación de incendios forestales enfocadas a la captura y emisión de carbono	17
1.2	Factores de expansión de biomasa en tres especies arbóreas utilizadas en los sistemas agroforestales de café	23
1.3	Emisiones de carbono por tala selectiva en el Ejido Caobas, municipio de Othón Blanco, Quintana Roo	30
1.4	Cambios de carbono orgánico del suelo en sistemas con especies arbóreas tropicales en la Huerta Jalisco	35
1.5	Estrategia de extrapolación para la estimación de biomasa forestal	41
1.6	Cambios en el contenido de carbono de la biomasa aérea en el ANP del Nevado de Toluca	51
1.7	Efecto de la pendiente y la elevación en la biomasa forestal, su aplicación para realizar estimaciones en el paisaje	57
1.8	Aporte de carbono orgánico al suelo por cuatro especies tropicales en la huerta Jalisco	68
1.9	Contenido de carbono en dos masas forestales con diferente historial de uso	73
1.10	Dinámica del carbono y actividades enzimáticas en bosque, maíz y nopal en el Suelo de Conservación del Distrito Federal	79
1.11	Captura de carbono en <i>Pinus cembroides</i> Zucc., medida a partir de anillos de crecimiento	87
1.12	Almacén de carbono en los suelos de la zona de influencia del meandro de La Piedad Michoacán	93
1.13	Efecto de la aplicación de vinazas tequileras en la emisión de gases efecto invernadero (GEI) como CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O y CH <sub>4</sub> en un suelo agrícola	100
1.14	Secuestro de carbono en suelos con déficit hídrico en la cuenca de la Paz, Baja California Sur, noroeste de México	111

1.15	Biomasa y Carbono aéreo en bosques tropicales secundarios de la Península de Yucatán	119
1.16	Efecto de la fertilización nitrogenada en la emisión de N <sub>2</sub> O y el potencial de producción de maíz en el estado de Guanajuato	126
1.17	Almacenamiento de carbono en un sistema silvopastoril intensivo de <i>Leucaena leucocephala</i> y <i>Panicum maximum</i> , en Michoacán, México	136
1.18	Carbono retenido en la biomasa aérea, en una selva tropical de Yucatán, México	143
1.19	Carbono almacenado por <i>Pinus pringlei</i> Shaw en el Parque Estatal “Monte Alto”, Estado de México	152
1.20	Mapeo espacial de almacenes de carbono en el bosque templado del estado de Durango, México	158
1.21	Estimación de captura de carbono por la especie <i>Pinus hartwegii</i> en la vertiente nororiental del Parque Nacional Pico de Orizaba	164
1.22	Biomasa y almacenes de carbono en los bosques templados de Durango, México	172
1.23	Comparación entre datos MODIS y el modelo del ecosistema Forest-DNDC para la producción primaria bruta	178
1.24	The App SOC + a tool to estimate or/and calculate organic carbon in the soil profile	184
1.25	Soil & Environment un software para calcular el carbono orgánico del suelo y para escenarios de erosión y pérdida de carbono orgánico	191
1.26	Captura de Carbono en suelo, capa de fermentación y mantillo en Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca: estudio de la materia orgánica por FTIR	199
1.27	Efecto de plaguicidas sobre la respiración de suelos cultivados con aguacate del Estado de Michoacán, México	206
1.28	Carbono del complejo suelo-mantillo bajo bosques de especies perennifolias y caducifolias en sistemas ribereños de montaña	211
1.29	Contenidos de carbono en suelos forestales de ribera de dos cuencas de la Reserva de la Biósfera los Volcanes	217
1.30	Evolución de CO <sub>2</sub> y carbono de biomasa microbiana (CBM) de suelos ribereños en ecosistemas de montaña	224
1.31	Dinámica de carbono en un suelo con la adición de diferentes tipos de materia orgánica	232
1.32	Carbono orgánico del suelo e infiltración en la Reserva de la Biósfera Los Volcanes	239



1.33	Almacenamiento de carbono en Sistemas Ganaderos con Cercas Vivas de <i>Gliricidia sepium</i> en Tacotalpa, Tabasco, México	248
1.34	Almacenes de carbono en cafetales con distintos manejos en el Norte de Chiapas, México	256
1.35	Cuantificación del carbono orgánico del suelo en el Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis, en el Sur de Sonora	264
1.36	Estimación de Productividad Primaria Bruta (PPB) en una selva baja caducifolia con modelos de eficiencia de uso de luz	270
1.37	Estudio preliminar de la fijación de carbono en la asociación <i>Leucaena leucocephala</i> + <i>Cynodon nlemfuensis</i> pastoreado con ovinos	279
1.38	Estimación de carbono almacenado en dos bosques de referencia del Monte Tláloc en Texcoco, Estado de México	286
1.39	Revisión y análisis de la información existente de datos de actividad en el Estado de México	292
1.40	Integración de una base geoespacial multi-temática para consulta y análisis de información satelital	299
1.41	Estimación de la fracción de la cubierta forestal con el uso de fotografía digital en bosques de referencia del Estado de México	309
1.42	Interpretación estructural y química de espacios meta-paramétricos asociados a la síntesis estructural-temporal de la habilitación de tepetates con plantas y enmiendas	316
1.43	Herramientas modernas que facilitan la identificación botánica	322
1.44	Cinética <i>In vitro</i> de bióxido de Carbono y metano en tres pastas de canola para su uso en rumiantes	328
1.45	Uso de tipos funcionales de plantas para la valoración de la diversidad vegetal	334
1.46	Hacia la modelación temporal de la descomposición de los cementantes orgánicos e inorgánicos en la formación de unidades estructurales y carbono orgánico asociado, en suelos a partir de tepetates	340
1.47	Contribución del sistema agroforestal cacao en el almacenamiento del carbono en el sureste de México	348
1.48	Evaluación del contenido de carbono orgánico en suelos del cultivo intensivo de nopal en la delegación Milpa Alta, D. F.	354

## CAPÍTULO 2: ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

361

- 2.1 Reforestación de áreas de manglar impactadas por dragados con *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle* en la reserva de la Biosfera la Encrucijada de Chiapas, México 363
- 2.2 Aporte de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitóforos y foraminíferos planctónicos en dos ambientes costeros contrastantes del Noroeste de México 367
- 2.3 Influencia de la intrusión anómala del Agua del Subártico en la producción primaria frente a Baja California 374
- 2.4 Concentración y distribución vertical del carbono particulado (total y orgánico) en los lagos de Montebello, Chiapas 381
- 2.5 Flujos de Carbono en manglares de escenario cárstico en Yucatán 388
- 2.6 Lagos tropicales profundos: ¿fuentes de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera o sumideros de COP a los sedimentos? 398
- 2.7  $\text{CO}_2$  antropogénico en el Golfo de México estimado a partir de la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto 406
- 2.8 Variación de carbono orgánico disuelto en la cuenca del río Tula, Hidalgo 414
- 2.9 Lagunas costeras de la Península de Yucatán: fuente o sumidero de carbono, nitrógeno y fósforo 421
- 2.10 Flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec posterior a eventos Tehuanos 426
- 2.11 Variación en la capacidad fotosintética ( $V_{\text{cmax}}$  y  $J_{\text{max}}$ ) por la inundación y salinidad en árboles y herbáceas de humedales costeros 433
- 2.12 Flujos de  $\text{CO}_2$  entre la atmósfera y el océano en el Pacífico tropical mexicano 439
- 2.13 Variabilidad de alta frecuencia del  $f\text{CO}_2$  en la región sureña de la Corriente de California 446
- 2.14 Mediciones de alta frecuencia de pH, oxígeno y estado de saturación de aragonita en un arrecife: Cabo Pulmo (B.C.S.) 456
- 2.15 El papel de las selvas tropicales inundables en el almacén de carbono azul 462
- 2.16 Aplicación de una relación empírica para el estudio del sistema del  $\text{CO}_2$  en la región oceánica frente a Ensenada, B.C 472

2.17	Almacén de Carbono en un sector (UJAT) de la vegetación riparia de la Laguna de las Ilusiones, Centro, Tabasco	479
2.18	Productividad marina en el Pacífico nororiental en el último milenio	484
2.19	Comportamiento del carbono orgánico en suelos con diferentes usos en el sitio Ramsar “Presa Manuel Ávila Camacho”, Puebla	489
2.20	Flujos de nutrientes y metabolismo neto del estero Algodones (eurihalino, subtropical) en el Golfo de California	495

## CAPÍTULO 3: DIMENSIÓN SOCIAL 503

3.1	Conformación de una Red Nacional de Laboratorios para el análisis de carbono en los suelos de México	505
3.2	El valor de las emisiones de carbono asociadas al sistema agrícola de roza, tumba y quema	512
3.3	Escenarios de captura de carbono en pastizales y rentabilidad económica mediante InVEST: caso Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua	521
3.4	La política de la calidad del aire y su relación con la reforma energética	529
3.5	The potential for REDD+ in Tropical Dry Forests	536
3.6	Estimación del consumo de leña y carbón vegetal en Xoxocotla, Veracruz	544
3.7	Valor funcional de <i>Arthrospira maxima</i> como ingrediente alimenticio	550
3.8	Usos del suelo y cambios de uso del suelo en los sistemas de producción de los municipios de Chiapas	559
3.9	Inventario de gases de efecto invernadero en el estado de Chiapas	568
3.10	Desarrollo de escenarios de mitigación para intervención con políticas públicas asociadas a REDD+ y RETUS en Chiapas	574
3.11	Análisis de Ciclo de Vida para estimación de emisiones de gases de efecto invernadero por la producción de trigo en Sonora	579
3.12	Toneladas de CO <sub>2</sub> equivalente asociadas a las emisiones de gases de efecto invernadero del Valle del Yaqui, Sonora	590
3.13	La roza tumba y quema en el contexto de REDD+	596

3.14	Restauración del suelo y la captura de carbono como servicio ecosistémico de los pastizales áridos	604
3.15	Integración de una base de indicadores sociales, económicos y ambientales para la valoración de la oferta de servicios ecosistémicos en el Estado de México	610
3.16	Políticas públicas sobre prácticas de manejo de estiércol en México	620
3.17	Modelos de Estados y Transiciones: Una herramienta para el manejo sustentable de recursos naturales asociados a contenidos de carbono	629
3.18	Pesquerías costeras de Tabasco: problemáticas actuales y escenarios futuros ante el cambio climático	640

## **CAPÍTULO 4:**

### **BIOENERGÍA**

**649**

4.1	Balance global de carbono y energía de la producción de aceites microbianos para biocombustibles avanzados a partir de glicerol residual de biodiésel	651
4.2	Cultivo de microalgas para la producción de biodiesel utilizando como medio de cultivo residuos agropecuarios	659
4.3	Colección de cultivos de microalgas oleaginosas, para la producción de biocombustibles	664
4.4	Biocarbono como mejorador de vertisoles degradados del Bajío Michoacano	669

## **CAPÍTULO 5:**

### **ATMÓSFERA**

**677**

5.1	Next generation eddy flux stations: automated real-time onsite data processing and remote management of flux networks	679
5.2	Cambio de uso de la tierra y flujos de CO <sub>2</sub> en el Monte Tláloc	683
5.3	Emisiones de gases de efecto invernadero –directos e indirectos- en diferentes sistemas agrícolas	688
5.4	Medición de emisiones de CO <sub>2</sub> del suelo en bosque de pino-encino, y en maíz y nopal en el Suelo de Conservación del Distrito Federal	695





1

# Ecosistemas Terrestres



## 1.1 Perspectivas en la investigación de incendios forestales enfocadas a la captura y emisión de carbono

Flores-Garnica José G.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Parque Los Colomos S/N, Col. Providencia, CP 44660, Guadalajara, Jalisco, México. Autor para correspondencia: flores.german@inifap.gob.mx*

### Resumen

Actualmente la investigación sobre incendios forestales se ha enfocado a temas como la contaminación, la liberación de carbono, sustentabilidad, conservación y recuperación de ecosistemas, manejo de ecosistemas, etc. Lo cual ha servido de base para la toma de decisiones en el manejo del fuego. Sin embargo, es importante considerar los enfoques bajo los cuales se está haciendo esta investigación para, entre otros aspectos: 1) homogeneizar procedimientos; 2) cubrir una gama más amplia de temas; 3) no caer en repeticiones; 4) establecer bases de datos que sean compatibles y comparables; y 5) establecer perspectivas de investigación a futuro. Todo lo anterior es reflejado en este documento, lo cual da una idea de cuáles han sido los actuales alcances de la investigación en incendios forestales en México referente al fenómeno de calentamiento global. Lo cual 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 capacidad de almacenamiento de carbono, así como el potencial de emisiones de carbono al ocurrir un incendio forestal. El no contar con esta información ha propiciado que se realicen cálculos con base en valores “por default”. 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). La adecuada y coordinada planeación de la investigación en incendios forestales apoyará la generación de información referente al calentamiento global, que puede derivarse de la ocurrencia de estos incendios. Así mismo se persigue que los datos e información generada puedan ser compartidos a varias escalas y, más aun, que pueda ser comparable. Lo cual apoyará la perspectiva del IPCC de contar con bases numéricas para la medición, reporte y verificación de la efectividad de las estrategias de mitigación enfocadas a reducir el impacto de los incendios forestales en el calentamiento global.

**Palabras clave:** combustibles forestales, MRV, emisiones de carbono, almacenamiento de carbono.

### Abstract

Current research on forest fires has focused on issues such as pollution, the carbono emissions, sustainability, conservation and restoration of ecosystems, ecosystem management, etc. This has been the basis for decision-making in fire management. However, it is important to consider the approaches of such research for, among other things: 1) standardize procedures; 2) cover a high range of subjects; 3) do not fall into repetitions; 4) establish databases that are compatible and comparable; and 5) establish future research perspectives. All this is reflected in this document, which gives an idea of which has been the current scope of research in forest fires in Mexico concerning the phenomenon of global warming. This implies a particular problem, since to make reliable estimates of the benefits of mitigation strategies, specific data must be generated; such as carbon storage capacity and the potential carbon emissions when a wildfire occurs. Not having this information has led to calculations based on "by default" values. This has meant that the uncertainty reported in several studies, including scientists,



is significantly high. For this reason, it is necessary to generate information to replace the values reported in those calculations, such as the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) suggests. Proper planning and coordinated research in wildfire support the generation of information relating to global warming, that may result from the occurrence of these fires. Also it is intended that the data and information generated can be shared at various scales and, moreover, to be comparable. Which support the IPCC perspective of having numerical basis for measurement, reporting and verification of the effectiveness of mitigation strategies aimed at reducing the impact of forest fires on global warming.

**Key words:** forest fuels, MRV, carbon emissions, carbon storage.

## Introducción

La situación actual de la investigación sobre incendios forestales en México ha mejorado notablemente (Flores y Rodríguez, 2006). El hecho de contar con investigadores de alto nivel (postgraduados) ha permitido el desarrollo y la orientación de mayores temas de investigación. Asimismo, se empezaron a producir publicaciones de gran calidad científica, que han permitido ubicar nuestra realidad en el contexto mundial. Además, se ha manifestado un claro aumento en el interés de orientar los estudios de postgrado a temas relacionados con incendios forestales. Temas como la contaminación, la liberación de carbono, sustentabilidad, conservación (Fule *et al.*, 2005; Maldonado *et al.*, 2009; TNC, 2004) y recuperación de ecosistemas (Alanís *et al.*, 2010b; Juárez y Rodríguez, 2003), manejo de ecosistemas (Ángeles, 2010), etc., se han relacionado cada vez más con el estudio del manejo del fuego (Jardel *et al.*, 2010). Por lo que en varias universidades se están incluyendo materias relacionadas a los incendios forestales. Aunado a esto, existe un gran interés para iniciar estrategias de colaboración y de intercambio de experiencias. Todo lo anterior es reflejado en algunos de los principales ejemplos que se describen en este documento, lo que da una idea de cuáles han sido los actuales alcances de la investigación en incendios forestales en México. Se describen básicamente trabajos a nivel estatal y regional.

## Materiales y métodos

Con este documento se pretende dar a conocer las diferentes perspectivas en las que se aborda el tema de los incendios forestales, las cuales pocas veces se consideran en los estudios de emisiones de carbono y su relación con el calentamiento global. Lo que ha implicado que se considere que todos los incendios sean iguales y que, por lo tanto, la calidad y cantidad de emisiones de carbono es la misma. Por lo que se considera que en cualquier estudio de este ámbito, debe caracterizarse bien tanto el incendio como las condiciones donde éste ocurre. Esto permitirá tener valoraciones más acertadas de la contribución de los incendios forestales al fenómeno del calentamiento global. De acuerdo a lo anterior se hace un análisis de literatura y trabajos sobre el tema de incendios forestales, y sus diferentes perspectivas en relación a la captura y emisiones de carbono.

## Resultados y discusión

### *Ecológico/biológico*

Se ha trabajado sobre el estudio de especies que dispersan fácilmente el fuego. Tal es el caso de la manzanita (también llamada pingüica); sus características la sitúan como una de las especies mejor “adaptadas” o “asociadas” a los disturbios ambientales provocados por el fuego forestal. Con base en lo anterior, se resalta la importancia de considerarla como una especie clave dentro del manejo de las

áreas forestales (Barnes *et al.*, 1980); en la restauración de áreas degradadas y en general, como especie aprovechable con gran potencial ecológico en las zonas forestales de México.

Así mismo, se ha estudiado la respuesta en el establecimiento de la especie de *Pinus pseudotrobus* en dos localidades de la Sierra Madre Oriental, sometidas a cuatro tratamientos de rehabilitación: a) tratamiento con barreras naturales como troncos y ramas (plántulas); b) áreas de exclusión, con alambrado de púa (plántulas); c) tratamiento con semilla con exclusión de ganado; y d) un “control”, con plántulas libres de protección.

Como parte del Proyecto “Ajusco” de la Universidad Autónoma de Chapingo, en este estudio se ha evaluado el efecto del fuego en la mortalidad y crecimiento relativo en altura de ejemplares juveniles de la especie *Pinus hartwegii* Lindl en rodales del volcán Ajusco en México, D.F. (Rodríguez, 2001). Esto, con base en la respuesta de dos tratamientos de quemas prescritas de intensidades alta y baja. Se analizó durante dos años el efecto de los tratamientos considerados en la mortalidad, mediante regresión logística y con la prueba de *t* se determinó su efecto en el incremento relativo en altura. Además, mediante pruebas no paramétricas se hallaron especies indicadoras de áreas quemadas. Y, con métodos multivariados, se estudió el nodricismo que algunas especies arbustivas de sitios quemados tienen para pinos plantados al lado.

Con lo anterior, puede observarse que el estudio del género *Pinus* y los efectos del fuego sobre ésta especie es amplio en comparación con otras respuestas ecológicas al fuego (Alanís *et al.*, 2010a). Donde se ha pretendido cuantificar la población natural de renuevos de *Pinus montezumae* Lamb., y determinar las propiedades físicas y químicas en los suelos de cinco sitios en La Malinche, México. Por sus características físicas y químicas, los suelos de los sitios estudiados son muy similares, ya que se formaron a partir del intemperismo de cenizas volcánicas. Entre otros resultados, se encuentra que el arbolado padre presenta las condiciones adecuadas para liberar semillas y propiciar la continuidad de la masa forestal, aunque disminuye su número en altitudes mayores a los 3000 m s.n.m., debido a la tala clandestina e incendios. Por otra parte, especies como *Lupinus elegans* y *Muhlenbergia macroura*, fueron identificadas como indicadoras de incendios.

### *Impacto ambiental*

Se ha estudiado el efecto del déficit de lluvia en la superficie incendiada en eventos extremos (1000 ha), con datos de incendios de la Comisión Nacional Forestal y de precipitación del Servicio Meteorológico Nacional. Se sugiere que el área quemada por evento extremo está relacionada a la longitud de un periodo considerablemente seco (15 días), debido a la gran acumulación de material combustible en áreas boscosas, principalmente al sur del país. En contraste, al norte, los eventos extremos son menos frecuentes ya que el comportamiento del periodo de lluvias asociado a El Niño es diferente, y sus variaciones determinan una menor cantidad de combustible e incendios de menor tamaño (Yocom *et al.*, 2010). Es importante estudiar el efecto de El Niño sobre los incendios extremos, por su papel fortalecedor en los efectos de la sequía y el uso antrópico del fuego: a) se han estudiado aspectos de variabilidad climática como el efecto de El Niño ligado a ciertas condiciones de altas temperaturas durante la estación seca en México y los registros de incendios de difícil control; b) se han hecho investigaciones para integrar la propuesta de la Estrategia Nacional de Protección Contra Incendios y Manejo del Fuego encargada por la Comisión Nacional Forestal del Gobierno de México; c) con base en lo ocurrido debido al fenómeno de El Niño, en 1999, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), continúa trabajando con un sistema para la detección de incendios forestales utilizando imágenes de satélite, publicando diariamente los resultados en la página web de la CONABIO. El programa se encuentra en proceso de evolución para convertirse en un sistema de información para incendios, constituido por tres etapas esenciales: a) alerta temprana, b) monitoreo y, c) impacto.



## *Comportamiento del fuego*

Se ha trabajado sobre la descripción del papel del fuego en los ecosistemas forestales, y los factores que influyen en el comportamiento del fuego, haciendo un énfasis en los combustibles forestales y la necesidad de manejarlos dentro de los planes de Manejo del Fuego que sean propuestos (Jardel, 2010). El estudio de los combustibles forestales es fundamental para entender el comportamiento del fuego (Bisquert *et al.*, 2009; Clark y Miller, 2001). Por lo que se ha analizado la humedad de los combustibles muertos sobre el suelo, la cual depende de su diámetro y de la humedad relativa principalmente. Se estudiaron combustibles de 0.6 a 2.5 cm y de 2.6 a 7.5 cm de diámetro en las comunidades donde predominan especies de los géneros: *Quercus*, *Alnus*, *Abies* y *Pinus* en varias regiones de México.

Muchos forestales en México se han interesado en desarrollar Planes de Manejo del Fuego (PMF) (CONANP, 2011), basado principalmente en la implementación de quemas prescritas a pequeña escala (en promedio <20 ha). Sin embargo, aunque el uso del fuego como herramienta silvícola ha sido practicado en muchos países, con condiciones similares a México, el uso de quemas controladas en México ha sido más bien restringido (DOF, 2009). Una de las razones principales de esto es que poco se conoce sobre el comportamiento del fuego bajo las condiciones de los bosques mexicanos. Una de las soluciones de este problema podría ser el poder simular el comportamiento del fuego usando uno de los modelos de simulación que actualmente existen, tales como FARSITE (Finney y Andrews, 1998). Todos estos modelos basan su simulación principalmente en un grupo de 13 modelos de dispersión del fuego. Los cuales a su vez requieren de información muy específica (como la distribución de combustibles [Flores y Moreno, 2005]), que no está disponible para la mayoría de las regiones de México. Por lo que en México se ha considerado necesario desarrollar modelos, del rango de dispersión del fuego. Que no sólo consideren el tipo de información que tradicionalmente es obtenida en los inventarios forestales, sino que también incluyan las especies arbóreas y las condiciones de los ecosistemas forestales de México. También es importante considerar que en México las quemas prescritas son practicadas en áreas muy reducidas, lo cual requiere que las simulaciones del comportamiento del fuego deban tomar en cuenta las variaciones de la distribución espacial de los combustibles lo más precisas posibles.

De acuerdo a lo anterior, en México se ha iniciado el desarrollo de modelos de simulación del comportamiento del fuego para determinar, inicialmente, el tamaño, la forma y la ubicación geográfica de la dispersión de un incendio dado. Estos modelos están basados en la variación espacial de las cargas de combustibles y pendiente a una escala pequeña.

## *Evaluación de combustibles*

El trabajar con ecosistemas forestales implica que se deben evaluar grandes superficies, lo cual repercute tanto en el tiempo como en los costos de la evaluación. Es por esto que se deben probar alternativas que garanticen: 1) procedimientos prácticos, y 2) soporte científico en la exactitud de las evaluaciones. Esto se remarca si se considera que los combustibles forestales tienen una distribución espacial discontinua y altamente variable (Morfin *et al.*, 2007). La suposición de la homogeneidad de los combustibles forestales repercute en que no se consideren cambios en el comportamiento del fuego. Dentro de las alternativas de evaluación directa de combustibles, se han probado técnicas de interpolación espacial a fin de generar mapas de combustibles forestales, con la mayor precisión posible. Las técnicas de interpolación están basadas en el hecho de que es muy probable que los valores (por ejemplo densidad, pH, biomasa, etc.) de puntos continuos espacialmente sean similares. Por el contrario, se espera que los valores de puntos más separados tiendan a ser diferentes. La interpolación es usada para la estimación de un fenómeno en sitios que no se han muestreado, basada en mediciones hechas en sitios muestreados dentro de la misma área o región. Esto permite generar mapas de superficies continuas del fenómeno en cuestión.

## Calentamiento global

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 (Cerano *et al.*, 2010); tales como la valoración de los contenidos de carbono en la vegetación (Bravo *et al.*, 20014). El no contar con esta información ha propiciado que se realicen cálculos con base en 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 Medición, Reporte y Verificación (MRV).

## Conclusiones

Existe una buena calidad en la investigación sobre incendios forestales en México; sin embargo, es claro que por aspectos cuantitativas (falta de recursos humanos), aún existe mucho que hacer sobre el tema. Más aun, específicamente en su relación con el fenómeno de calentamiento global donde, para hacer estimaciones confiables de las bondades de las estrategias de mitigación, se requiere generar datos específicos; tales como la capacidad de almacenamiento de carbono, así como el potencial de emisiones de carbono al ocurrir un incendio forestal (Rodríguez *et al.*, 2007). El no contar con esta información ha propiciado que se realicen cálculos con base en 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 IPCC. La adecuada y coordinada planeación de la investigación en incendios forestales apoyará la generación de información referente al calentamiento global que puede derivarse de la ocurrencia de estos incendios. Así mismo se persigue que los datos e información generada puedan ser compartidos a varias escalas y, más aun, que pueda ser comparable. Lo anterior apoyará la perspectiva del IPCC de contar con bases numéricas para la medición, reporte y verificación de la efectividad de las estrategias de mitigación enfocadas a reducir el impacto de los incendios forestales en el calentamiento global. Para lograr esto, debe iniciarse por definir un marco de referencia de la problemática de los incendios forestales en el que se planteen no solo temas prioritarios, sino también aquellas regiones que requieren respuesta inmediata. También se deben establecer metas tanto a corto plazo, como a mediano y largo plazo. Para esto se deben identificar las capacidades con las que actualmente se cuenta, así como las potencialidades que pueden generarse. Sobre esto último, se debe establecer un plan de capacitación, a varios niveles, en el que se vaya enfocando la especialización en aquellas áreas prioritarias sin descuidar las áreas en las que actualmente no se lleva a cabo investigaciones, como lo es el área de climatología.

## Bibliografía

- Alanís R. E., J. Jiménez, M. Pando, O. Aguirre, E. Treviño, P. García. 2010a. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque-México. *Madera y bosques* 16:39-54.
- Alanís R. E., O. Aguirre, J. Jiménez, M. Pando, E. Treviño, R. Aranda, Canizales P. 2010b. Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia* 35:690-695.
- Ángeles C. E. 2010. Efectos ecológicos de los incendios forestales sobre el bosque de oyamel. Tesis para obtención de doctorado. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 120 p.
- Barnes B., D. Zak, S. Denton, S. Spurr. 1980. *Forest Ecology*. 4a edition. John Wiley and Sons. 774 pp.
- Bisquert M., M. Sánchez, V. Caselles, M. Andrade, L. Legido. 2009. Los índices de vegetación como indicadores del riesgo de incendio en Galicia. Aplicación con imágenes del sensor TERRA-MODIS. Teledetección: Agua y desarrollo sostenible. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. pp. 301-304.
- Bravo A. H., R. Sosa, P. Sánchez, M. Jaimes. 2004. El impacto de los incendios forestales en la calidad del aire. *En: Incendios forestales en México. Métodos de evaluación*. Villers R. L. y López B. J. (Editores). Centro de Ciencias de la Atmósfera UNAM. pp. 75-93.
- Cerano P. J., J. Villanueva, P. Fulé. 2010. Reconstrucción de incendios y su relación con el clima para la reserva Cerro El Mohinora, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1:89-103.
- Clark B., M. Miller. 2001. *Fire Effects Guide*. National Wildfire Coordinating Group. Boise Idaho, EUA. 313 pp.
- CONANP. 2011. Estrategia y lineamientos de Manejo del Fuego en Áreas Naturales Protegidas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. [http://www.conanp.gob.mx/pdf\\_publicaciones/EMFAPFINAL1.pdf](http://www.conanp.gob.mx/pdf_publicaciones/EMFAPFINAL1.pdf) (Consulta: mayo, 2013).
- DOF. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007, que establece las especificaciones técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario. *Diario Oficial de la Federación*, México.
- Finney M. A., P. Andrews. 1998. FARSITE: Fire Area Simulator-A model for fire growth simulation. *Fire management notes* 59:13-15.
- Flores G. J., A. Moreno. 2005. Modelaje espacial de la influencia de combustibles forestales sobre la regeneración natural de un bosque perturbado. *Agrociencia* 39:339-349.
- Flores G. J., D. Rodríguez. 2006. *Incendios Forestales*. Mundi Prensa-CONAFOR. México D.F. y Madrid. 214-242 pp.
- Fule P. Z., J. Villanueva, M. Ramos. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 35:320-330.
- Jardel P. E. J. 2010. Planificación del Manejo del Fuego. Universidad de Guadalajara-Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Autlán, Jalisco, México.
- Jardel-Peláez E. J., J. M. Frausto-Leyva, D. Pérez-Salicrup, E. Alvarado, J. E. Morfín-Ríos, R. Landa, P. Llamas-Casillas. 2010. Prioridades de Investigación en Manejo del Fuego en México. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. México D.F.
- Juárez M. A y D. Rodríguez T. 2003. Efecto de los incendios forestales en la regeneración de *Pinus oocarpa* var. *Ochoterenae*. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9:125-130.
- Maldonado M. M, D. A. Rodríguez, E. Guízar, J. Velázquez, S. Nañez. 2009. Reducción en riqueza de especies arbóreas por incendios en la Reserva El Ocote, Chiapas. *Ciencia Forestal en México* 34(106).
- Morfín R. J, E. Alvarado, E. Jardel, R. Vihnanek, D. Wright, J. Michel, C. Wright, R. Ottmar, D. Sandberg, A. Nájera. 2007. Fotoseries para la cuantificación de combustibles forestales de México: Bosques montanos subtropicales de la Sierra Madre del Sur y Bosques templados y Matorral submontano del Norte de la Sierra Madre Oriental. Gen Tech. Rep. PNW-GTR-XXX Portland, Or. USDA For. Serv. 90 pp.
- Rodríguez D., H. Tchikoué, J. Santillán. 2007. Emisiones contaminantes durante la temporada 2003 de incendios en México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 13:33-39.
- Rodríguez T. D. 2001. Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7:145-151.
- TNC. 2004. El fuego, los ecosistemas y la gente. Una evaluación preliminar del fuego como un tema global de conservación. *The Nature Conservancy*. 12 pp.
- Yocom L. L., P. Z. Fulé, P. M. Brown, J. Cerano, J. Villanueva, D. A. Falk, E. Cornejo. 2010. El Niño Southern Oscillation effect on fire regime in northeastern Mexico has changed over time. *Ecology* 9:1660-1671.

## 1.2 Factores de expansión de biomasa en tres especies arbóreas utilizadas en los sistemas agroforestales de café

Aquino-Ramírez Martín<sup>1</sup>; Velázquez-Martínez Alejandro<sup>1</sup>; Castellanos-Bolaños Juan F.<sup>2</sup> y Etchevers-Barra Jorge D.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: martin.aquino@colpos.mx

<sup>2</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro de Investigación Regional Pacífico Sur-Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca, Melchor Ocampo No. 7, Santo Domingo Barrio Bajo, CP 68200, Villa de Etla, Oaxaca.

<sup>3</sup>Postgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

### Resumen

Los factores de expansión de biomasa (FEB) pueden ser utilizados para estimar la biomasa aérea (Bt) a nivel del árbol a partir de variables utilizadas en los inventarios forestales. El objetivo del estudio fue estimar la Bt a partir del volumen y los FEB con las ecuaciones de biomasa y volumen en *Cupania dentata*, *Alchornea latifolia* e *Inga punctata*, especies nativas de la Sierra Sur de Oaxaca. Se utilizó un muestreo destructivo, seleccionando 48 árboles de diferentes clases diamétricas. El fuste comercial fue cubicado mediante el método de trozas traslapadas. Se ajustó un modelo lineal para estimar la Bt a partir del volumen comercial, además, se realizó una prueba de adicionalidad en el mismo modelo para agrupar a las especies arbóreas, resultando dos grupos: Grupo 1 (*C. dentata* e *I. punctata*) y Grupo 2 (*A. latifolia*). El modelo ajustado presentó un coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{Adj}$ ) de 0.95. La ecuación propuesta para estimar la Bt incluye variables indicadoras y es equivalente a tener dos ecuaciones, una para el grupo 1,  $Bt = -20.50 + 1358.45 \cdot Vol$ , y otra para el grupo 2,  $Bt = -20.50 + 998.58 \cdot Vol$ . Así mismo, se obtuvieron los FEB mediante el cociente de los modelos de Bt y volumen comercial para cada grupo (Grupo 1:  $FEB = 138.50 \times Dn^{0.387} \times H^{0.387}$  y Grupo 2:  $FEB = 138.50 \times Dn^{0.199} \times H^{0.387}$ ). Las dos ecuaciones propuestas permiten estimar la Bt (kg) en las tres especies cuando solo se dispone del volumen o de variables dendrométricas.

**Palabras clave:** variables indicadoras, ecuaciones alométricas, Oaxaca.

### Abstract

The biomass expansion factors (BEF) can be used to estimate tree aboveground biomass (Bt) from variables used in forest inventories. The objective was to estimate the Bt throughout the volume and BEF with the equations of biomass and volume in *Cupania dentata*, *Alchornea latifolia* and *Inga punctata*, native to the Sierra Sur of Oaxaca. Destructive sampling was used, selecting 48 trees of different diameter classes. The stem was cubed by the overlapping bolt method. A linear model was fitted to estimate the Bt from merchantable volume, also additionality test was performed in the same model to group tree species, resulting in two groups: Group 1 (*C. dentata* and *I. punctata*) and group 2 (*A. latifolia*). The model fitted presented an coefficient of determination adjusted ( $R^2_{Adj}$ ) of 0.95. The proposed equation to estimate the Bt includes indicator variables and is equivalent to having two equations, one for Group 1,  $Bt = -20.50 + 1358.45 \cdot Vol$ , and another for Group 2,  $Bt = -20.50 + 998.58 \cdot Vol$ . So the same, the BEF was obtained by the ratio of the models from models and volume for each group (Group 1:  $BEF = 138.50 \times Dn^{0.387} \times H^{0.387}$  and Group 2:  $BEF = 138.50 \times Dn^{0.199} \times H^{0.387}$ ). The two equations proposed allow estimation of Bt (kg) in the three species when there is only volume or dendrometric variables.

**Key words:** indicador variable, allometric equations, Oaxaca.

## Introducción

Los bosques contribuyen potencialmente a mitigar el cambio climático global, gracias a su influencia sobre el ciclo global del carbono, ya que almacenan grandes cantidades de este en la vegetación y en el suelo, lo intercambian con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración (Brown, 1997).

Para la estimación de la biomasa y el contenido de carbono presente en el arbolado en pie en rodales forestales, frecuentemente se utiliza la metodología basada en la información obtenida del inventario forestal, convirtiendo el volumen comercial ( $m^3$ ) a biomasa (kg) utilizando los factores de expansión de biomasa (FEB) (Návar, 2009; Somogyi *et al.*, 2007). Un FEB es definido como la relación entre la biomasa aérea total (peso seco) y el volumen comercial de un árbol (Alam y Nizami, 2014), expresado según la ecuación 1.

$$B = FEB \times V \quad (1)$$

donde,  $B$  es la biomasa seca en kg,  $V$  el volumen comercial en  $m^3$  y  $FEB$  en  $kg\ m^{-3}$ .

La mayoría de los estudios de FEB se han realizado principalmente en especies de *Pinus* y *Quercus* (Chávez-Pascual *et al.*, 2013; Domínguez-Cabrera *et al.*, 2009; Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2010), no obstante, en especies nativas utilizadas en los sistemas agroforestales aún son escasos. Por lo tanto, es necesario desarrollar herramientas que permitan estimar la biomasa utilizando datos de inventario a nivel de árbol de una población de interés (Temesgen *et al.*, 2015), mediante los FEB variables.

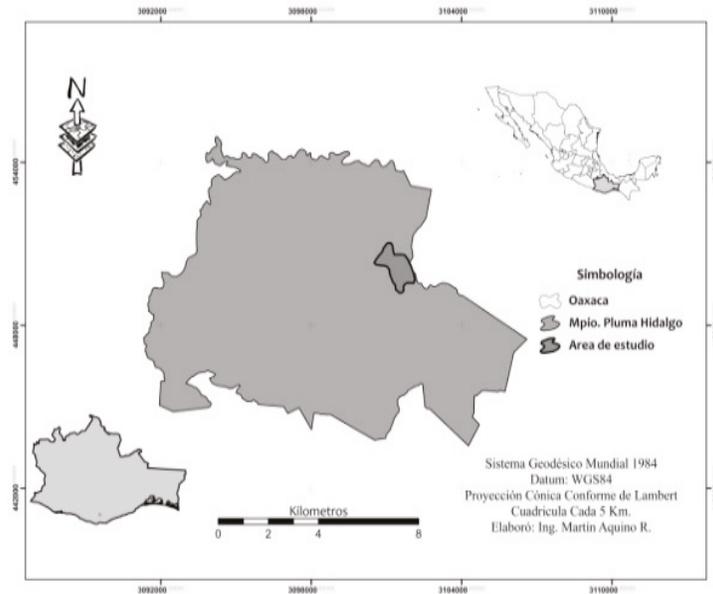
Para este estudio se consideraron tres especies tropicales utilizadas principalmente en los sistemas agroforestales de café en el estado de Oaxaca, *Cupania dentata* DC., *Alchornea latifolia* Sw. e *Inga punctata* Willd. (Ventura-Aquino *et al.*, 2008), además, son utilizadas en la región para leña, construcción, restauración, usos ornamentales, medicinales y comestibles (Luna-José y Rendón-Aguilar, 2008). Contar con ecuaciones que permitan cuantificar la biomasa en los sistemas agroforestales de café y la vegetación natural, a partir de datos de volumen comercial permitirá la participación de los productores en el pago de servicios ambientales.

Considerando lo anterior, el objetivo de este estudio fue el desarrollar ecuaciones para estimar la biomasa total aérea a partir del volumen comercial y generar factores de expansión de biomasa variables en *Cupania dentata* DC., *Alchornea latifolia* Sw. e *Inga punctata* Willd., especies arbóreas nativas de la Sierra Sur de Oaxaca, a nivel de árbol para su aplicabilidad a inventarios forestales.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el predio de la finca “La Cabaña”, en el municipio de Pluma Hidalgo Oaxaca (Figura 1), en una superficie de 300 ha aproximadamente, ubicadas entre  $15^{\circ}56'13''$  Norte,  $96^{\circ}24'09''$  Oeste y  $15^{\circ}55'12''$  Norte,  $96^{\circ}23'51''$  Oeste, con una altitud de 700 a 1200 m s.n.m. El clima corresponde a semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano (ACm), con temperatura de 18 a 26 °C y precipitación de 1500 a 3500 mm (INEGI, 2005). La zona se localiza en la región fisiográfica de la Sierra Sur de Oaxaca con una geomorfología de sierra baja compleja, las rocas son metamórfica gneis del Jurásico, con tipo de suelo Phaeozem (INEGI, 2009). El tipo de vegetación corresponde al bosque tropical subperennifolio (Acosta, 1997).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.

### *Muestreo destructivo de los árboles*

Los árboles fueron seleccionados de acuerdo a la disponibilidad en la zona, tratando de cubrir la variación en el tamaño; además, de la ausencia de plagas, enfermedades y daños mecánicos. Se derribaron 48 árboles, de los cuales 17 corresponden a *C.dentata*, 17 a *A.latifolia* y 14 de *I.punctata*. A cada árbol se le midió el diámetro normal ( $D_n$ ) con cinta diamétrica a una altura de 1.30 cm sobre el nivel del suelo y posterior al derribo, la altura total total (H) con cinta métrica. La biomasa aérea total (Bt) en cada árbol fue obtenida por el procedimiento desarrollado por Aquino *et al.*, (2015). Por otra parte, el tronco principal (iniciando desde la base hasta la bifurcación de la copa del árbol) fue seccionado en trozas de 1 m de longitud. En cada troza el diámetro inferior y superior fue medido con cinta métrica. El volumen comercial de cada árbol se obtuvo por el método de trozas traslapadas (Bailey, 1995).

### *Factores de expansión variable*

La Bt en cada especie se expresó como una función directa del volumen comercial (vol) del árbol:  $Bt = f(vol) + \varepsilon$ , para ello se ajustó un modelo lineal donde el vol es multiplicado por un factor de expansión de biomasa (FEB) variable, expresado en la fórmula 2.

$$Bt = [\varphi_0 + (\varphi_1 \times I_1) + (\varphi_2 \times I_2)] + [\omega_0 + (\omega_1 \times I_1) + (\omega_2 \times I_2)] \times vol \quad (2)$$

$$I_1 = \begin{cases} 1, & \text{si pertenece a } A. latifolia \\ 0, & \text{de otra forma} \end{cases} \quad I_2 = \begin{cases} 1, & \text{si pertenece a } I. punctata \\ 0, & \text{de otra forma} \end{cases}$$

donde, Bt es la biomasa aérea total del árbol (kg), vol es el volumen de fuste comercial ( $m^3$ ),  $\varphi_0, \varphi_1, \varphi_2, \omega_0, \omega_1, \omega_2$  son los parámetros de regresión,  $I_1$  e  $I_2$  son las variables indicadoras. Se consideró a *C. dentata* como la especie base en el modelo por presentar mayor número de observaciones. Para poder agrupar a las especies como un solo grupo o grupos de especies, se

consideró la prueba de homogeneidad de interceptos y de pendientes ( $H_0 = \varphi_1 = \varphi_2 = \omega_1 = \omega_2 = 0$ ). El ajuste del modelo se realizó con R project 3.13.1 (R Core Team, 2015). Al mismo tiempo, se calcularon los FEB variables utilizando las ecuaciones desarrolladas por Aquino, (2014); para biomasa y volumen comercial en las tres especies bajo estudio, con la relación 3.

$$FEB = \frac{eBt}{evol} \quad (3)$$

donde, *FEB* es el factor de expansión de biomasa ( $\text{kg m}^{-3}$ ), *eBt* es la ecuación de biomasa total aérea y *evol* es la ecuación de volumen comercial.

## Resultados y discusión

### Biomasa aérea y volumen

El diámetro normal de los árboles derribados se encontró en un intervalo de 3.3 a 54.7 cm y una altura total del árbol de 6.9 a 27.2 m, así con una biomasa promedio por árbol de 260.2, 190.2 y 144.7 kg para *A. latifolia*, *C. dentata* e *I. punctata*, respectivamente (Cuadro 1). Para la especie de *C. dentata* y *A. latifolia* que presentaron el mayor número de individuos con 17, el volumen comercial promedio con corteza fue de 0.1427  $\text{m}^3$  y 0.2812  $\text{m}^3$  respectivamente, mientras que para *I. punctata* el volumen comercial promedio con corteza fue de 0.1217  $\text{m}^3$  con 14 individuos (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Principales parámetros dendrométricos, pesos secos y volumen comercial de los árboles derribados.

Especie	N	Promedio, Mínimo-Máximo			
		Dn (cm)	H (m)	Peso seco del árbol (kg)	Vol ( $\text{m}^3$ )
<i>C. dentata</i>	17	20.64 (5.92-54.75)	14.36 (8.12-27.20)	190.22 (2.12-593.84)	0.1427 (0.0029-0.4528)
<i>A. latifolia</i>	17	15.55 (3.34-29.60)	13.99 (6.90-20.15)	260.22 (6.81-1550.96)	0.2812 (0.0099-1.4143)
<i>I. punctata</i>	14	14.28 (4.71-27.82)	14.52 (9.70-20.20)	144.74 (6.99-628.92)	0.1217 (0.0089-0.4791)

N: número de observaciones; Dn: diámetro normal; H: altura total del árbol; vol: volumen de fuste comercial.

### Factores de expansión

Los resultados de la prueba de adicionalidad en el modelo lineal, indican que las especies pueden agruparse de la siguiente forma: Grupo 1 (*C. dentata* e *I. punctata*) y Grupo 2 (*A. latifolia*). Por lo tanto, el modelo tiende a reducirse a  $Bt = \varphi_0 + (\omega_0 + \omega_1 \cdot I_1)vol$ , presentando estadísticos de ajuste (Cuadro 2) y de comportamiento a los datos observados adecuados (Figura 2). El modelo general propuesto para estimar la Bt (kg) por árbol a partir del volumen ( $\text{m}^3$ ) es equivalente a tener los modelos 4 y 5.

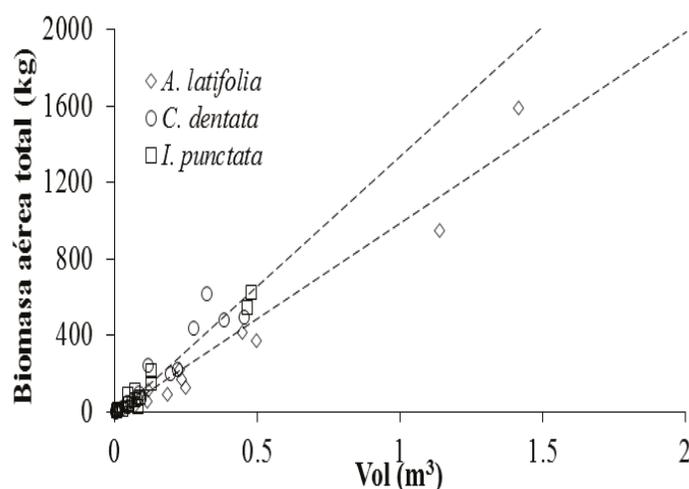
$$Bt_{(Grupo\ 1)} = -20.5087 + 1358.45(vol) \quad (4)$$

$$Bt_{(Grupo\ 2)} = -20.5087 + 998.58(vol) \quad (5)$$

**Cuadro 2.** Parámetros y estadísticos de bondad de ajuste del modelo seleccionado para estimar Bt a partir del volumen comercial agrupando las especies.

Parámetro	Estimador	Error Estándar	Pr >  t	RMSE (kg)	$R^2_{Adj}$
$\varphi_0$	-20.5087	12.45	0.1067		
$\omega_0$	1358.4539	74.62	<0.0001	65.64	0.9504
$\omega_1$	-359.8696	74.62	<0.0001		

RMSE: raíz de los cuadrados medios del error;  $R^2_{Adj}$  coeficiente de determinación ajustado;  $\varphi_0$ ,  $\omega_0$  parámetros de regresión;  $\omega_1$  parámetro de adicionalidad debido al Grupo 2.



**Figura 2.** Estimación de la biomasa aérea total (Bt) a partir del volumen comercial (vol) en las tres especies arbóreas.

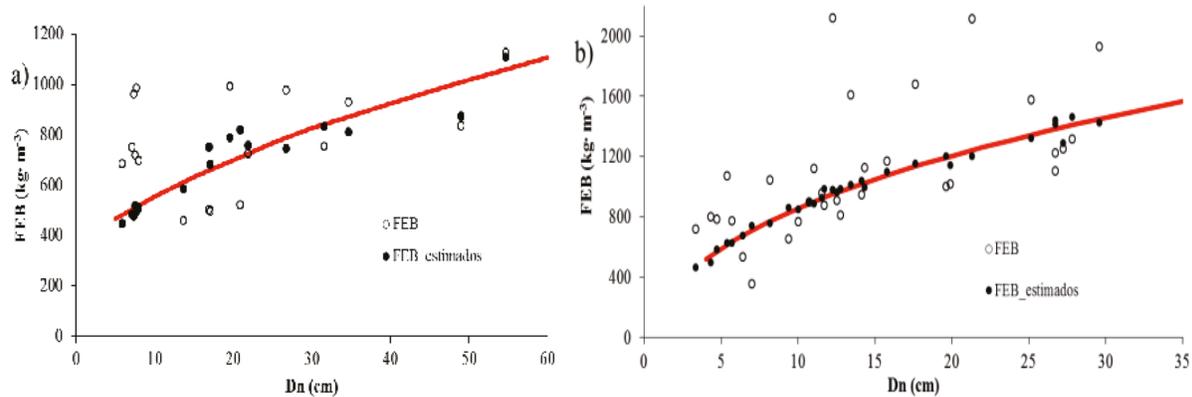
Los valores de los parámetros ajustados del modelo (Cuadro 2) proporcionan un factor de expansión de biomasa variable en cada grupo. Para el Grupo 1 el FEB es de 1358.5 kg de peso seco de la biomasa aérea total por árbol por  $m^3$  del volumen del fuste comercial; mientras que el valor de FEB en el Grupo 2 es de 998.56 kg, las diferencias en los valores del FEB se observan en la Figura 3. Además, a partir del cociente del ajuste de los modelos de biomasa área total (Bt) y volumen de comercial (vol) desarrollados por Aquino (2014) y Aquino *et al.*, (2015); se obtuvo un factor de expansión variable (FEB), visible en las ecuaciones 6 y 7.

$$FEB_{(Grupo1)} = \frac{eBt}{evol} = \frac{Exp(-3.363) \times Dn^{2.480} \times H^{0.498}}{Exp(-8.293) \times Dn^{2.123} \times H^{0.110}} = 138.50 \times Dn^{0.375} \times H^{0.387} \quad (6)$$

$$FEB_{(Grupo2)} = \frac{eBt}{evol} = \frac{Exp^{-3.363} \times Dn^{2.480} \times H^{0.498}}{Exp^{-8.293} \times Dn^{2.072} \times H^{0.110}} = 138.50 \times Dn^{0.199} \times H^{0.387} \quad (7)$$

Con las ecuaciones anteriores se pueden construir tablas de FEB para un determinado diámetro y altura total del árbol, que al multiplicar el valor correspondiente de FEB por el volumen del árbol obtenemos la biomasa aérea total. Los FEB variables pueden resultar más precisos en las estimaciones

de biomasa que los FEB constantes, porque toman en cuenta la variación en la alometría de los árboles (Jalkanen *et al.*, 2005). En los dos grupos de especies, los FEB incrementan con el tamaño del árbol, debido a que las especies de árboles tropicales que crecen en espacios abiertos acumulan mayor biomasa en las ramas, es decir, la expansión de la copa es más rápida que la del fuste cuando el diámetro aumenta, por esta razón los valores de FEB se incrementan en los diámetros mayores.



**Figura 3.** Factores de expansión variables ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) para los diferentes tamaños del árbol en a) Grupo 1 y b) Grupo 2.

## Conclusiones

Los factores de expansión de biomasa variables son dependientes al diámetro y altura del árbol, de fácil aplicación a inventarios forestales de la zona de estudio, permitiendo obtener la *Bt* y convirtiéndolo a carbono con un adecuado factor de conversión. Los dos modelos propuestos son una herramienta práctica y precisa para la estimación de biomasa cuando se tenga información del volumen comercial del arbolado proveniente del inventario.

## Bibliografía

- Acosta C. S. 1997. Afinidades fitogeográficas del bosque mesófilo de montaña de la zona de Pluma Hidalgo, Oaxaca, México. *Polibotánica* 6:25-39.
- Alam K., S. M. Nizami. 2014. Assessing Biomass Expansion Factor of Birch Tree *Betula utilis* D. DON. *Open Journal of Forestry* 4:181-190.
- Aquino M. 2014. Estimación de volumen, biomasa y carbono aéreo en tres especies arbóreas de Pluma Hidalgo, Oaxaca. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México.
- Aquino M., A. Velázquez, J. F. Castellanos, H. De los Santos, J. D. Etchevers. 2015. Partición de biomasa aérea en tres especies arbóreas tropicales. *Agrociencia* 49:299-344.
- Bailey R. L. 1995. Upper-stem volume from stem-analysis data and overlapping bolt method. *Canadian Journal of Forest Research* 25:170-173.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer. FAO. For. Pap.134, Rome, pp 55.
- Chávez-Pascual E. Y., G. Rodríguez-Ortiz, J. C. Carrillo-Rodríguez, J. R. Enríquez-del Valle, J. L. Chávez-Servia, G. V. Campos-Ángeles. 2013. Factores de expansión de biomasa aérea para *Pinus chiapensis* (Mart.) Andresen. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 6:1273-1284.
- Domínguez-Cabrera G., O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, R. Rodríguez-Laguna, J. A. Díaz-Balderas. 2009. Biomasa aérea y factores de expansión de especies arbóreas en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15:59-64.
- INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales del uso del suelo y vegetación, Serie III (continuo nacional), escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/20/20071.pdf> (Consulta: septiembre 18, 2013).

- Jalkanen A., R. Mäkipää, G. Stahl, A. Lehtonen, H. Petersson. 2005. Estimation of the biomass stock of trees in Sweden: comparison of biomass equations and age-dependent biomass expansion factors. *Annals of Forest Science* 62:845-851.
- Luna-José A. D. L., B. Rendón-Aguilar. 2008. Recursos vegetales útiles en diez comunidades de la Sierra Madre del Sur, Oaxaca, México. *Polibotánica* 26:193-242.
- Návar J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257:427-434.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Silva-Arredondo F. M., J. D. J. Návar-Cháidez. 2010. Factores de expansión de biomasa en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1:55-62.
- Somogyi Z., E. Cienciala, R. Mäkipää, P. Muukkonen, A. Lehtonen, P. Weiss. 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126:197-207.
- Temesgen H., D. Affleck, K. Poudel, A. Gray, J. Sessions. 2015. A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models, Scandinavian. *Journal of Forest Research* 30:1-11.
- Ventura-Aquino Y., B. Rendón, S. Rebollar, G. Hernández. 2008. Use and conservation of forest resources in the municipality of San Agustín Loxicha, Sierra Madre del Sur, Oaxaca, México. *Agroforestry Systems* 73:167-180.



## 1.3 Emisiones de carbono por tala selectiva en el Ejido Caobas, municipio de Othón Blanco, Quintana Roo

Armenta-Montero Samaria<sup>1</sup>; Ellis Edward A.<sup>1</sup>; Manson Robert H.<sup>2</sup> y López-Binnquist Citlalli<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, Casco de la Ex Hacienda Lucas Martín S/N, Col. Electricistas, Xalapa, Veracruz. Autor para correspondencia: samaria.am@gmail.com

<sup>2</sup>Instituto de Ecología A.C., Carretera antigua Xalapa-Coatepec, Col. El Haya, Xalapa, Veracruz.

### Resumen

Las selvas de la Península de Yucatán en el sureste mexicano, son reconocidas como un importante centro de gestión de los bosques tropicales por parte de las comunidades mayas. Sin embargo, el uso de la zona forestal en ésta región se ha enfocado en la extracción de madera de forma selectiva, afectando la dinámica de distintas comunidades vegetales y aumentando la degradación forestal de la región. El objetivo de este estudio fue estimar las emisiones de carbono (C) por extracción selectiva en el área de corta 2014 en el Ejido Caobas, Municipio de Othon Blanco, Quintana Roo. El muestreo consistió en medir la especie derribada y sus daños colaterales, los daños en carriles de arrastre en transectos de 10 m por el ancho del mismo, y caminos principales y zonas de acopio (bacadillas). Además se utilizaron los datos de diámetro a la altura de pecho y altura de los árboles antes de la cosecha en 60 parcelas de 500 m<sup>2</sup>. Para estimar la biomasa se utilizaron ecuaciones alométricas generadas para bosques tropicales secos, posteriormente se multiplicó por el factor del carbono de la madera (0.47). En total se midieron 70 tocones, 21 carriles, ocho puntos de caminos y ocho bacadillas. Las emisiones de carbono fueron de 236.7 MgC (1.33 MgC/ha<sup>-1</sup>), es decir, el 58.7% por tala (54.8% por fuste y 3.9% por daños del derribo), 12.3% por arrastre, 20.6% por caminos y 8.4% por bacadillas. Las emisiones de C por tala selectiva son bajas con respecto a otras actividades que se realizan en el sureste mexicano.

**Palabras clave:** manejo forestal, daños colaterales, carriles de arrastre, caoba, madera muerta.

### Abstract

Community forest management by Mayan communities in the Yucatan Peninsula has been widely recognized as supporting the conservation of dry tropical forests in the region. However, selective timber extraction in forest management zones results in disturbances that affect forest dynamics and forest degradation in the region. The objective of this study was to estimate carbon (C) emissions as a result of selective cutting and timber extraction within the 2014 cutting area of the Ejido Caobas, Municipality of Othon P. Blanco, Quintana Roo. Sampling consisted of measuring felled trees and damaged trees caused from felling, in addition to measuring damage to trees from skidding in 10 m long plots within skid trails, and biomass removed within log landings. Inventory data from sixty 500 m<sup>2</sup> plots were used to obtain pre harvest estimates of biomass. To estimate biomass, allometric equations were used generated for dry tropical forests in the region, which were then multiplied by the carbon storage of wood (0.47). In total, 70 felled trees and damage in clearings were measured, in addition to 21 skid trail plots and eight log landings. Emissions from timber extraction were 236.7 MgC (1.33 MgC/ha<sup>-1</sup>), 58.6% are a direct result of felling (54.8% from log removal and 3.9% from collateral damage to trees), 12.3% from log skidding, 20.6% from roads and 8.4% from log landings. Carbon emissions from selective cutting in dry tropical forests of the region are low with respect to other land uses.

**Key words:** forest management, collateral damage, skid trails, mahogany, deadwood.

## Introducción

Los bosques tropicales son reconocidos como uno de los ecosistemas más diversos del mundo en términos de su riqueza y abundancia relativa (Primack, 1998; Sánchez y Rebolgar, 1999), además su papel en la provisión de servicios ecosistémicos (SE) elementales para el bienestar humano (Balvanera y Cotler, 2009; Costanza *et al.*, 1997; Lambin *et al.*, 2001), como la captura de carbono. No obstante, estos bosques enfrentan un acelerado proceso de degradación a causa de las actividades humanas, con la consecuente extinción local de especies (Turner *et al.*, 2001) y la pérdida de SE importantes.

Las selvas de la Península de Yucatán en el sureste mexicano, son reconocidas como un importante centro de gestión de los bosques tropicales en México por parte de las comunidades mayas (Bray *et al.*, 2003; Racelis y Barsimantov, 2008), documentándose que la tasa de deforestación es de 0.1%, muy bajo en comparación con otras áreas tropicales en el país y en toda América Latina (Bray *et al.*, 2003). Existen áreas destinadas a la conservación de la biodiversidad, sin embargo, así como en Brasil, Borneo, Guyana, Indonesia, Malasia, Papúa Nueva Guinea, República Centroafricana y otros países tropicales (Putz *et al.*, 2012), el uso de las selvas en ésta región se ha enfocado en la extracción de madera de forma selectiva (Bray *et al.*, 2003), llegando a sobreexplotar algunas especies de árboles como caoba (*Swietenia macrophylla*) y cedro (*Cedrela odorata*) (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2011; Rebolgar *et al.*, 2002), afectando la regeneración de las comunidades arbóreas y en consecuencia, los rendimientos de madera (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2011), y aumentando la degradación de la vegetación dominante de la región.

Se estima que la degradación forestal es responsable del 20% de las emisiones de carbono en los bosques tropicales (Griscom *et al.*, 2009), sin embargo en México no se ha estimado las emisiones por tala selectiva, ni la tasa de degradación forestal, y es urgente obtener datos que permitan conocer la situación de la degradación en el país. Por lo tanto, el objetivo central de esta investigación es analizar las emisiones de carbono en un área de extracción selectiva reciente en el Ejido Caoba en el sureste de Quintana Roo. Cabe mencionar que este proyecto forma parte del monitoreo, reporte y verificación (MRV), fase indispensable para lograr parte de los objetivos de REDD+.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El presente proyecto se realizó en el Ejido Caoba del Municipio Othón P. Blanco en Quintana Roo, en el sureste de la Península de Yucatán entre los 30 a 200 m s.n.m. (Figura 1). El clima predominante es cálido subhúmedo con abundantes lluvias en verano, con precipitación media anual de 1200 mm y temperatura media anual superior a los 26 °C (González *et al.*, 2007; PMFP, 2011). La superficie total del ejido es de 67,781.26 ha; de éstas, 32,500 ha corresponden al área forestal (23,703 ha de bosque permanente y 8,797 ha de área de conservación de fauna silvestre).

### *Muestreo en campo*

Las mediciones en campo se realizaron mediante la modificación de la metodología de campo empleada por Griscom *et al.*, (2009) y Ellis (datos no publicados). Para ello, se consideró la cuarta parte de la anualidad 2014 (250 ha), registrando para cada una de las actividades involucradas en la extracción (derribo, arrastre y áreas de acopio), las especies y daños colaterales (Griscom *et al.*, 2009). Para la actividad del derribo se registró la especie derribada y los individuos dañados con un diámetro a la altura de pecho (dap)  $\geq 5$  cm. En el arrastre, se realizaron parcelas de 10 m por el ancho de cada carril de arrastre, registrando los individuos dañados con un dap  $\geq 5$  cm. En el transporte, se evaluaron dos

áreas: la de acopio (también llamadas bacadilla) y el camino principal del área, para ambas se midieron sus dimensiones (ancho y largo).

En las tres actividades principales se registraron los daños de acuerdo a la siguiente clasificación: TC (totalmente caído), Q (quebrado), C (descopado), CO (descortezado) y L (ladeado  $\geq 10^\circ$ ), además de identificar el tipo de árboles maderables (comerciales: C y no comerciales: NC) y palmas (P). A través de sistemas de información geográfica (SIG) se estimó la extensión de los caminos y carriles de arrastre, esto para comparar las diferentes actividades e identificar las que aportan mayor cantidad de carbono durante la extracción selectiva.

Además se evaluó el stock de carbono en el área, a través de los datos del inventario de dicha área, el cual se realizó en años anteriores (2005-2008) con la colaboración del ejido Caoba y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), el cual consistió en una red de parcelas circulares sucesivas de 500 m<sup>2</sup> localizados a lo largo de líneas paralelas imaginarias en el área de corta, éstas líneas de muestreo tienen una equidistancia lateral de 250 m. Se registró por cada árbol la especie, el dap de 1.30 m y la altura del fuste limpio (tronco). Para la actual investigación se consideraron 63 de estas parcelas para calcular la biomasa presente en el área de corta 2014 antes de la corta.

### Análisis de datos

Se estimó la biomasa aérea a través de la ecuación alométrica 1 de Chave y colaboradores (2014), creada para bosques tropicales secos:

$$AGB = 0.0673 (pD^2H)^{0.976} \quad (1)$$

donde, *AGB* es el peso seco total (kg), *p* es el peso específico de la madera (g/cm<sup>3</sup>), *D* es el diámetro a la altura del pecho (cm), y *H* es la altura (m). La altura se estimó a través de la fórmula 2 de Chave y colaboradores (2014).

$$H = \exp [0.893 - E + 0.760 * \ln(D) - 0.0340 (\ln(D))^2] \quad (2)$$

donde, *E* es una medida del estrés ambiental, obtenida del mapa de estrés ambiental creada por Chave y colaboradores ([http://chave.ups-tlse.fr/pantropical\\_allometry.htm](http://chave.ups-tlse.fr/pantropical_allometry.htm)); y *D* es el diámetro a la altura de pecho. Posteriormente la biomasa en kg se extrapola a tonelada por hectárea (Ton/ha o Mg/ha) y se multiplica por 0.47, que es el factor de carbono, para obtener la cantidad de carbono por hectárea (Ton C/ha o MgC/ha).

## Resultados y discusión

En el área de corta (2014) se registraron un total de 147 tocones, de los cuales en 70 se reconocieron las medidas de corta y daños colaterales. La caoba (*Swietenia macrophylla*) y el tzalam (*Piscidia piscipula*) fueron las especies que más se derribaron, con dap promedio de 68.8 cm y 46.1 cm, respectivamente. Los árboles de *Pouteria unilocularis* y *P. amygdalina* fueron los más dañados, un total de 23 especies comerciales y 12 no comerciales, además de que 20% del total corresponden a palmas. Los principales daños colaterales fueron TC y Q, siendo igualmente las palmas las más afectadas.

En el caso de los carriles de arrastre, se registraron 124 individuos en 21 transectos, 5.9 individuos en promedio. Las especies *Pouteria reticulata*, *P. campechiana* y *P. amygdalina* fueron las más afectadas, además del grupo de las palmas. Los carriles presentaron una media de 3 m de ancho, con una longitud de 5511 m. Las bacadillas miden alrededor de 800 m<sup>2</sup>, con área ocupada de 2480 m<sup>2</sup>, y los caminos principales presentan un ancho de 4.3 m en promedio, con una extensión de 1410 m.

El stock de carbono en el área de corta 2014 fue de 80.42 MgC ha<sup>-1</sup>, en la cual se emiten por derribo 138.8 MgC, sólo el 4% por daños colaterales. Por arrastre se emiten 29 MgC, es decir el 12.3%. Finalmente por el transporte se emiten 20 MgC por bacadillas y 48.9 MgC por la apertura del camino principal para extraer la madera del área de corta. Como se puede observar en el Cuadro 1, los principales daños se realizan por el derribo (58.7%), 20.6% por caminos, 12.3% por arrastre, y 8.4% por la apertura de bacadillas. Los datos estimados en el presente trabajo de emisiones de carbono que es de 1.12 MgC ha<sup>-1</sup>, se encuentran muy por debajo de los obtenidos por Griscom y colaboradores (2009) para Indonesia, que es de 51.12 MgC ha<sup>-1</sup>.

**Cuadro 1.** Estimación de las emisiones de carbono por actividades extractivas del área de corta 2014 en el Ejido Othón Blanco, Quintana Roo.

	MgC	MgC/ha	%
Camino principal	48.9	0.27	20.6
Bacadillas	20.0	0.11	8.4
Carril de arrastre	29.0	0.16	12.3
Remanentes del árbol	74.3	0.42	31.4
Daños colaterales	9.1	0.05	3.9
Madera utilizada	55.4	0.31	23.4
<b>Total</b>	<b>200.1</b>	<b>1.12</b>	<b>100</b>

## Conclusiones

Las estimaciones de emisiones de carbono en el Ejido Caoba son muy bajas en comparación de otras regiones del mundo. Además, el presente trabajo demuestra el bajo impacto que realiza el manejo forestal en la región. Las prácticas empleadas en el Ejido Caoba son una muestra del manejo forestal del sureste de Quintana Roo.

## Bibliografía

- Balvanera P., H. Cotler. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *En: Capital natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México. pp. 185-245.
- Bray D. B., L. Merino-Pérez, P. Negreros-Castillo, J. Segura-Warnholtz, M. Torres-Rojo, H. F. M. Vester. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Chave J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B.C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga, G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.12629
- Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- González A., B. Schmook, S. Calmé. 2007. Distribución espacio-temporal de las actividades extractivas en los bosques del ejido Caoba, Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas* 62:69-86.
- Griscom, B., D. Ganz, N. Virgilio, F. Price, J. Hayward, R. Cortez, G. Dodge, J. Hurd, F. L. Lowenstein, B. Stanley. 2009. The Hidden Frontier of Forest Degradation: A Review of the Science, Policy and Practice of Reducing Degradation Emissions. *The Nature Conservancy.* 76 pp.
- Gutiérrez-Granados G., D. R. Pérez-Salicrup, R. Dirzo. 2011. Differential diameter-size effects of forest management on tree species richness and community structure: implications for conservation. *Biodiversity Conservation* doi:10.1007/s10531-011-0046-8
- Lambin E., B. Turner, H. Geist, S. Agbola, A. Angelsen, J. Bruce, O. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. Moran, M. Mortimore, P. Ramakrishnan, J. Richards, H. Skanes, W.



- Steffen, G. Stone, U. Svedin, T. Veldkamp, C. Vogel, J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.
- PMFP. 2012. Ejido Caoba, Municipio de Othón Blanco. Segundo ciclo de corta. Programa de Manejo Forestal Permanente. 63 pp.
- Primack R. B. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. Second Edition. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, U.S.A. 659 pp.
- Putz F. E., P. A. Zuidema, T. Synnott, M. Peña-Claros, M. A. Pinard, D. Sheil, J. K. Vanclay, P. Sist, S. Gourlet-Fleury, B. Griscom, J. Palmer, R. Zagt. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5: 296-303.
- Racelis A., J. A. Barsimantov. 2008. The management of small diameter, lesser-known hardwood species as polewood in forest communities of central Quintana Roo, Mexico. *Journal of Sustainable Forestry* 27:1-2, 122-144.
- Rebollar S., V. Santos, R. L. Sánchez. 2002. Estrategias de recuperación de selvas en dos ejidos de Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 8:19-38.
- Sánchez R., S. Rebollar. 1999. Deforestación en la Península de Yucatán, los retos que enfrentar. *Madera y bosques* 5:3-17.
- Turner B. L., S. Cortina, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys, P. Klepeis, D. Lawrencef, P. M. Mendozab, S. Mansona, Y. Ogneva-Himmelbergera, A. B. Plotkinc, D. Pérez-Salicrupg, R. R. Chowdhurya, B. Savitskyh, L. Schneidera, B. Schmookb, C. Vancei. 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154:353-370.

## 1.4 Cambios de carbono orgánico del suelo en sistemas con especies arbóreas tropicales en la Huerta Jalisco

González-Molina Lucila<sup>1</sup>, Acosta-Mireles Miguel<sup>1</sup> y Carrillo-Anzures Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Carretera Los Reyes-Texcoco, km 13.5, CP 56250, Coatlínchán, Estado de México. Autor para correspondencia: gonzalez.lucila@inifap.gob.mx

### Resumen

Los bosques en toda su etapa de crecimiento son importantes para el proceso de captura de CO<sub>2</sub> atmosférico, en particular, las especies de rápido crecimiento. El presente estudio se ubicó en el Campo experimental “La costa de Jalisco” del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), en el Municipio de la Huerta, Jalisco en donde se analizó el suelo con plantaciones de 15 años de edad con las siguientes especies arbóreas tropicales: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). El objetivo fue estimar la tendencia de los cambios del carbono orgánico del suelo (COS) después del cambio de uso de suelo agrícola a forestal. La tasa de cambio del COS se simuló con el modelo de la dinámica del carbono (C) RothC a partir de mediciones del COS en las plantaciones y del C aportado al suelo por especie bajo dos sistemas: 1) con manejo de malezas, hierbas y arbustos y 2) sin manejo. Al comparar datos medidos con simulados después de 15 años de haberse establecido la plantación, el RothC mostró un desempeño favorable en las profundidades 0-15 y 15-30 con un valor de eficiencia de 90% y un coeficiente de determinación de 0.90. La tasa de cambio del COS (Mg ha<sup>-1</sup>) después de 40 años de simulación fue mayor y positiva en las plantaciones sin manejo de material vegetal: entre 0.1 y 0.9 que en las plantaciones con manejo estos fueron entre -0.1 y -0.2.

**Palabras clave:** cambio de uso de suelo, tasa de cambio, plantaciones.

### Abstract

In their first stages of growth, forests are important in the process of atmospheric CO<sub>2</sub> sequester, particularly forests of fast-growing species. This study was conducted in the experimental station “La Costa de Jalisco” of the Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) in the Municipality La Huerta, Jalisco, in soil planted with 15-year-old tropical tree species: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), teak (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) and Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). The objective of the study was to estimate the trend in changes of soil organic carbon (SOC) after change in land use from farming to forest. The SOC rate of change was simulated with the RothC model of carbon (C) dynamics using measurements of SOC and of the C contributed to the soil by species under two systems: 1) management of weedy, herbaceous and bush plants and 2) no management. Comparing measured data with simulated data 15 years after plantation establishment, the RothC performed favorably at depths of 0-15 and 15-30 cm with an efficiency value of 90% and a coefficient of determination of 0.90. The rate of SOC change (Mg ha<sup>-1</sup>) simulated at 40 years was higher and positive in the plantations with no management of plant material, between 0.1 and 0.9, while in plantations with management it was negative, between -0.1 and -0.2.

**Key words:** land use change, rate of change, plantations.

## Introducción

El secuestro de carbono en el suelo se refiere al incremento del carbono almacenado en el suelo e implica la remoción del CO<sub>2</sub> atmosférico por las plantas. En este sentido, los bosques tropicales son importantes en el proceso de remoción de CO<sub>2</sub> atmosférico en sus etapas tempranas, en especial en las especies de rápido crecimiento. Se crea un sumidero de carbono que puede ser estable en el tiempo, cuando se mantiene la cobertura forestal o se renueva en sucesivas rotaciones es decir sin sobreexplotación. De acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) los cambios de este elemento se dan en periodos mayores a 20 años; sin embargo, mediante el uso de modelos de la dinámica del carbono a partir de mediciones en el COS podemos establecer sus tendencias y cálculos de secuestro de este elemento en periodos de tiempo más largos. Si la tasa de cambio es positiva hay secuestro de carbono, en caso contrario hay emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Entre los modelos orientados en el estudio de la dinámica del COS el modelo RothC es de los más usados y se ha aplicado en la predicción de los cambios del COS en suelos con cultivos, pastizales y forestales (Coleman *et al.*, 1997; Falloon *et al.*, 1998). Sin embargo, es poca la información disponible para validar el desempeño de en condiciones tropicales (Cerri *et al.*, 2007).

El presente estudio se realizó en cuatro especies tropicales arbóreas establecidas en una plantación de 15 años de edad: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), teca (*Tectona grandis* L.), melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.), establecidas en el Campo experimental “La costa de Jalisco” del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) en el municipio de la Huerta, Jalisco, con los siguientes objetivos: 1) evaluar el desempeño del RothC en la simulación de los cambios del COS; y 2) estimar la tendencia de los cambios de COS con el uso del RothC en las especies forestales después del cambio de uso de suelo de agrícola a forestal.

## Materiales y métodos

El sitio de estudio se ubica en el campo experimental “Costa de Jalisco” del INIFAP, entre los municipios de la Huerta y Casimiro Castillo en los 19°31'5" de latitud Norte y 104°32'00" de longitud Oeste, a una altitud de 298 m. s n m. En este sitio el clima es AW<sub>2</sub>(w) cálido subhúmedo con lluvias en verano, según la clasificación Köppen modificado por García. La temperatura media anual es de 23 °C y la precipitación media anual es de 1285 mm. El suelo es feozem háplico, con un pH de 6.7.

Las especies forestales en estudio fueron cuatro: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). Las especies se establecieron en el año de 1994 bajo el sistema de plantación marco real con una separación entre árboles de 4 m. Para el estudio, la plantación se evaluó en parcelas con y sin manejo (con manejo, significa retirar la maleza y sin manejo sin quitar la maleza). El estudio con manejo fue para las especies: Rosa morada, Teca y Melina; y para el estudio sin manejo sólo se evaluaron Rosa morada y Parota. El aporte de carbono orgánico de residuos aéreos y subterráneos, se describe en detalle en la metodología de Márquez (1997).

Las muestras de suelo se obtuvieron en el año 2009, los sitios de muestreo fueron a dos profundidades: 0-15 y de 15-30 cm y para el cálculo de COS (Mg ha<sup>-1</sup>) se obtuvo la densidad aparente (Da). Para el cálculo del COS se efectuó usando el enfoque de Ellert y Bettany (1995). Este método elimina el efecto de la diferencias en la masa del suelo debido a prácticas de manejo, cuando se comparan las cantidades de C en suelos bajo cambio de uso de suelo, esto se logra con el uso de una masa equivalente de suelo (MES) conforme la fórmula 1 de Ellert y Bettany (1995).

$$T_{add} = (M_{suelo, equiv} - M_{suelo, superficial}) / \rho_b \quad (1)$$

donde,  $T_{add}$  es el espesor adicional de la capa subsuperficial necesario para obtener la MES (m),  $M_{suelo, equiv} = MES$  es la masa de suelo con mayor peso ( $Mg\ ha^{-1}$ ),  $M_{suelo, superficial}$  = masa de suelo en la capa superficial u horizonte genético ( $Mg\ ha^{-1}$ ) y  $\rho_b$  es la densidad aparente de la capa subsuperficial ( $Mg\ m^{-3}$ ). También se obtuvo la masa de C equivalente conforme a la fórmula 2.

$$M_{carbono, equiv} = M_{carbono, superficial} + M_{carbono, Tadd} \quad (2)$$

donde,  $M_{carbono, equiv}$  = masa de C por unidad de área en una MSE ( $Mg\ ha^{-1}$ ),  $M_{carbono, superficial}$  = la masa de C en la capa superficial del suelo ( $Mg\ ha^{-1}$ ) y  $M_{carbono, Tadd}$  = la masa de C adicional en la capa subsuperficial del suelo ( $Mg\ ha^{-1}$ ).

El modelo RothC de Coleman y Jenkinson (2005) es un modelo de múltiples compartimentos. Por su velocidad de descomposición cuatro son activos y uno pasivo: 1) material vegetal de fácil descomposición (MVD, que permanece en el suelo por 0.165 años); 2) material vegetal resistente (MVR, 2.71 años); 3) biomasa microbiana (BIO, 1.69 años); 4) materia orgánica humificada (HUM, 49 años); y 5) materia orgánica inerte (MOI, con duración en el suelo de 1.980 años). Durante la simulación del RothC, los RVs que entran al suelo se separan en MVD y MVR, dependiendo del origen (cultivos, pastizales o bosques), estos se descomponen para formar BIO, HUM y  $CO_2$  en función del contenido de arcilla del suelo. La MOI ( $Mg\ ha^{-1}$ ) es obtenida de acuerdo con la fórmula 3 de Falloon *et al.*, (1998).

$$MOI = 0.049\ COT^{1.139} \quad (3)$$

donde,  $COT$  es el carbono orgánico ( $Mg\ ha^{-1}$ ). Los parámetros de entrada incluyen temperatura del aire, ( $^{\circ}C$ ), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensual: TPM, PPM y EPM, respectivamente; contenido de arcilla, profundidad del suelo, entrada mensual de C de RVs y abonos orgánicos (AO), información mensual de la cobertura del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal y la relación MVD/MVR. La relación MVD/MVR es la que recomienda el RothC por defecto, un valor de 0.25 para la vegetación forestal (por ejemplo, el 20% de los restos vegetales son MVD y el 80% es MVR); de 1.44 para los cultivos y pastos con manejo (el 59% son MVD y el 41% es MVR); y de 0.67 para los pastos no explotados y matorrales (incluyendo la sabana) (Coleman y Jenkinson 2005).

Algunos parámetros de entrada para ejecutar el modelo se muestran en el Cuadro 1.

**Cuadro 1.** Parámetros necesarios en la inicialización y elaboración de escenarios para ejecutar el RothC.

Parámetro/Sistema	Con manejo			Sin manejo	
	Melina	Teca	Rosa morada	Parota	Rosa morada
<b>Inicialización-COS<sub>0-15</sub></b>					
% arcilla	32	24	31	40	31
CVS (meses)	8	8	8	8	8
RVS <sub>ROTHC</sub> ( $Mg\ ha^{-1}$ )	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
MOI ( $Mg\ ha^{-1}$ )	3.07	3.07	3.07	3.07	3.07
MVD/MVR	1.44	1.44	1.44	1.44	1.44
<b>Escenario-COS<sub>0-15</sub></b>					
RVS <sub>Medido</sub> ( $Mg\ ha^{-1}$ )	5.1	3.2	3.0	7.4	5.0
MVD/MVR	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
CVS (meses)	12	12	12	12	12

Continuación Cuadro 1...

Parámetro/Sistema	Con manejo			Sin manejo	
	Melina	Teca	Rosa morada	Parota	Rosa morada
<b>Inicialización-COS<sub>0-30</sub></b>					
% arcilla	32	24	31	40	31
CVS (meses)	8	8	8	8	8
RVS <sub>ROTHC</sub> (Mg ha <sup>-1</sup> )	0.76	0.76	0.76	0.76	0.76
MOI (Mg ha <sup>-1</sup> )	4.41	4.41	4.41	4.41	4.41
MVD/MVR	1.44	1.44	1.44	1.44	1.44
<b>Escenario-COS<sub>0-30</sub></b>					
RVS <sub>Medido</sub> (Mg ha <sup>-1</sup> )	6.6	3.9	3.7	9.3	6.3
MVD/MVR	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
CVS (meses)	12	12	12	12	12
MOI	4.41	4.41	4.41	4.41	4.41
MVD/MVR	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

CVS= cobertura vegetal del suelo.

El proceso de simulación consistió en inicialización y elaboración de escenarios. En ambas etapas se hicieron simulaciones en las profundidades del suelo 0-15 y 15-30 cm. El COS en la profundidad de suelo 0-30 cm fue la suma del COS de ambas profundidades. El COS inicial fue de 22 y 51 Mg ha<sup>-1</sup> en las profundidades de suelo 0-15 y 0-30 cm, respectivamente. Este se obtuvo utilizando una concentración de C en promedio de 1% de acuerdo con Villa-Gomez (1983) para el sitio de estudio. El manejo de suelo, correspondió al cultivo del maíz bajo condiciones de riego, según la información de la carta de uso de suelo y vegetación de la Comisión de Estudios del Territorio Nacional, quienes indican este uso de suelo con fotografía aérea del año 1971. La elaboración de escenarios se efectuó en dos periodos: el primero fue 23 años (1971-1993) con información de manejo suelo del cultivo de maíz hasta el establecimiento de las plantaciones forestales (Cuadro 2); y el segundo fue de 100 años (1994-2093) con información el manejo de suelo de la plantación forestal.

El desempeño del modelo fue evaluado con los pares de COS observados y simulados del año 2009 (año de medición de COS) en ambas profundidades. En esta evaluación se usaron los estadísticos coeficiente de correlación ( $r$ ), raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCCME), eficiencia del modelo (EF) de Smith *et al.*, (1997) además del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y parámetro  $m$  de la ecuación de regresión lineal simple.

Se obtuvo la tasa de cambio en los periodos de 20, 40 y 100 años, con ecuación 4.

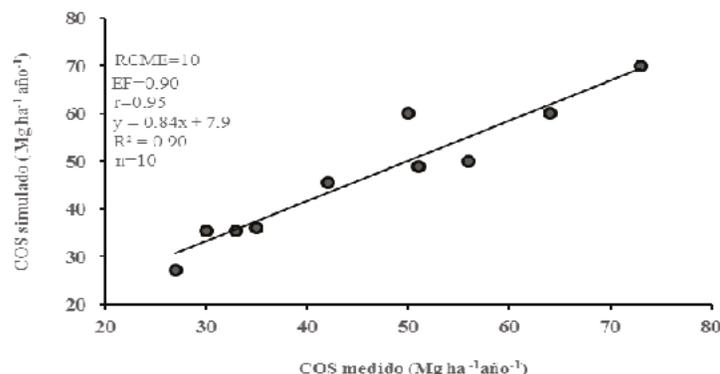
$$TC = SOC_{final} - SOC_{inicial} / \# \text{ años} \quad (4)$$

donde,  $TC$  es la tasa de cambio (Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>),  $SOC_{final}$ = COS<sub>final</sub>,  $SOC_{inicial}$ = COS<sub>inicial</sub> y  $\# \text{ años}$  es el número de años para obtener la tasa de cambio en los periodos de 20, 40 y 100 años.

## Resultados y discusión

En la Figura 1, se comparan pares de valores de COS medido y simulado bajo plantaciones de especies tropicales arbóreas que corresponden a simulaciones que inician con valores de COS bajo uso agrícola hasta la medición del COS en 2009 después de 15 años de establecida la plantación forestal. El valor del coeficiente de correlación, la asociación entre pares de valores medidos y simulados indicó una positiva asociación entre éstos. Con respecto a los valores de RCME, EF y  $R^2$ , los valores fueron similares, a los obtenidos en el estudio de González *et al.*, (2011), RCME= 21%, EF= 90% y  $R^2$ = 0.93, en este trabajo se agruparon algunos sistemas forestales de México con especies como el liquidámbar, *Alnus sp.* y *Coffea arabica* L.; acahuales y bosque espinoso tamaulipeco. En suelos bajo condiciones

tropicales del Amazonas en Brasil (Cerri *et al.*, 2007), en cronosecuencias de cambio de uso de suelo de bosque a pastizal, reportaron valores de desempeño del RothC de RCME= 17% y  $R^2= 1.07$ .



**Figura 1.** Desempeño del RothC en suelos con plantaciones arbóreas tropicales en dos profundidades de suelo 0-15 y 0-30 cm.

**Cuadro 2.** Cambios de carbono orgánico del suelo (COS) en 20, 40 y 100 años, después del CUS de agrícola a forestal en plantaciones forestales en las profundidades de suelo 0-5 y 0-30 cm.

Número de años después del CUS de agrícola a forestal/especie	Melina (CM)		Teca (CM)		Rosa morada (CM)		Parota (SM)		Rosa morada (SM)	
	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30
20	0.7	0.4	0.7	-0.2	0.2	-0.2	1.2	1.0	0.6	0.3
40	0.5	0.3	0.5	-0.2	0.1	-0.2	0.9	0.7	0.4	0.2
100	0.2	0.1	0.2	-0.1	0.1	-0.1	0.4	0.3	0.2	0.1

CUS= cambio de uso de suelo, CM= con manejo, SM= sin manejo.

En el Cuadro 2, se presenta la tasa de cambio de COS en las plantaciones forestales de estudio sin manejo y con manejo en dos profundidades de suelo, a 20, 40 y 100 años, después del CUS de uso agrícola a forestal. En ambas profundidades en los primeros 20 años, la tasa de cambio ( $\text{Mg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ) es mayor en un rango de 25 a 50% en relación a la tasa de cambio después de 40 años de simulación y posteriormente tiende al equilibrio, información que va de acuerdo con las simulaciones de COS reportadas por Yokozawa *et al.*, (2010) y González *et al.*, (2011). Se observó que hay una relación directa entre la entrada de C al suelo proveniente de los RV y la tasa de cambio, por ejemplo, las especies de Melina y Parota tienen valores mayores de RV y tasas de cambio de COS en la profundidad 0-30 cm a los 100 años de simulación: 6.6 y 9  $\text{Mg C ha}^{-1}$  y 0.3 y 0.1  $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ , respectivamente (Cuadros 1 y 2). Se mostró que las tasas de cambio de COS fueron menores o negativas en los sistemas con manejo en relación a los sistemas sin manejo, como es el caso de Rosa morada y Teca, ambas sin manejo en la profundidad 0-30 cm. Se presentan valores negativos entre 0.1 y 0.2  $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ . El potencial de secuestro del CUS de agrícola a forestal en los sistemas en el estado es casi equilibrado en el suelo en el sistema con manejo para ambas profundidades de suelo ya que su rango fue de 0.1 a 0.2  $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  y en los sistemas sin manejo entre 0.1 a 0.4, estos últimos cercanos al promedio estimado en el estudio Post y Kwon (2000), que reporta una tasa promedio de secuestro de 0.34  $\text{Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ , cuando se establecen plantaciones forestales.



## Conclusiones

Los resultados indican que el uso del modelo de simulación de la dinámica RothC con información disponible y manejo sencillo es útil para reportar tasas de secuestro de carbono e identificar el potencial de secuestro por especies forestales, en diferentes sistemas de manejo.

## Bibliografía

- Cerri C., M. Easter, K. Paustian, K. Killian, K. Coleman, M. Bernoux, P. Falloon, D. Powlson, N. Batjes, N. Milne, C. Cerri. 2007. Simulating SOC changes in 11 Land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122:46–57.
- Coleman K., D. Jenkinson. 2005. ROTH26.3- A model for the turnover of carbon in soil: model description and Windows users guide harpenden. Rothamsted Research. 1-43 pp.
- Coleman K., D. Jenkinson, G. Crocker, P. Grace, J. Klir, M. Korschens, P. Poulton, D. Richter. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using ROTH26.3. *Geoderma* 81:29–44.
- Ellert B., R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting on management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75:529-53.
- Falloon P., K. Coleman, S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1207-1211.
- González M., J. Etchevers, F. Paz, H. Díaz, M. Fuentes, S. Covaleda, M. Pando. 2011. Performance of the RothC26.3 model in shortterm experiments in Mexican sites and systems. *Journal of Agricultural Science* 149:415-425.
- González M., M. Acosta, F. Carrillo, A. Báez, J. González. 2014. Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso de suelo en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5:1275-1285.
- IPCC. 2007. *In: Penman, J. M., T. Gytarsky, T. Hiraishi, D. Krug, R. Kruger, L. Pipatti, K. Buendia, T. Miwa, K. Ngara y F. Tanabe (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. Cambridge and New York.
- Márquez L. 1997. Validación de campo de los métodos del Instituto Winrock para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo para cuantificar carbono en sistemas agroforestales. Universidad del Valle de Guatemala. Guatemala. 45 pp.
- Post W. M., C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-237.
- Villa-Gomez José. 1983. Respuesta del maíz de temporal a diferentes dosis de nitrógeno y fósforo y su relación con densidades de población en la costa Jalisco. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. 173 pp.
- Yokozawa M., S. Shirato, T. Sakamoto, S. Yonemura, M. Nakai y O. Toshiaki. 2010. Use of the RothC model to estimate the carbon sequestration potential of organic matter application in Japanese arable soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 56:168–176.

## 1.5 Estrategia de extrapolación para la estimación de biomasa forestal

Flores-Garnica José G.<sup>1</sup> y Luna-García Refugio<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Parque Los Colomos S/N, Col. Providencia, CP 4466, Guadalajara, Jalisco, México. Autor para correspondencia: flores.german@inifap.gob.mx*

<sup>2</sup>*Servicios Técnicos Forestales, Chihuahua, México.*

### Resumen

Las estimaciones de captura y emisiones de carbono en ecosistemas forestales se hacen con base en el inventario de la biomasa de éstos. Sin embargo, frecuentemente los ecosistemas se localizan en condiciones de difícil acceso lo cual implica que su evaluación, sea costosa. No obstante, la actual disponibilidad a los sensores remotos ha apoyado el desarrollo de estrategias no solo más baratas, si no más precisas. Una de éstas se basa en la perspectiva de la extrapolación, mediante la cual se pueden derivar estimaciones de áreas con baja intensidad de muestreo, con base en la información de áreas donde se han obtenido datos con intensidades de muestreo normales. Ambas áreas deben tener condiciones homogéneas en cuanto a especies, densidades, estructuras, condiciones topográficas, etc., lo cual es posible evaluar a través del uso de sensores remotos, y el apoyo de alguna información de campo. Para ejemplificar lo anterior se presenta el presente trabajo realizado en bosques templados del Estado de Chihuahua, México, en el que se extrapoló información sobre densidad, producción de biomasa ( $\text{m}^3/\text{ha}/\text{año}$ ) y diámetro de copa. Se probaron varios modelos basados en la tecnología de árboles de regresión, los cuales fueron definidos con base en una serie de variables auxiliares, entre las que se contó con información obtenida de imágenes Landsat y fotografías aéreas. Las estimaciones resultantes muestran un aceptable grado de precisión, al compararse con evaluaciones hechas directamente en campo.

**Palabras clave:** árboles de regresión, geoestadística, inventario forestal, manejo forestal.

### Abstract

Estimates of carbon capture and carbon emissions in forest ecosystems are made based on their biomass inventory. However, often these ecosystems are located in difficult access conditions; this implies that its evaluation is costly. However, the current availability of remote sensing has supported the development of strategies not only cheaper but also more accurate. One of these strategies is based on an extrapolation perspective through which we can derive estimates of areas with low sampling intensity based on information of areas where data have been obtained with normal sampling intensities. For this both areas must have homogeneous conditions in terms of species, densities, structures, topography, etc., which can be evaluated through the use of remote sensing, and support of field information. To illustrate this we worked in a temperate forest of the state of Chihuahua, Mexico, in which information on density, biomass production ( $\text{m}^3/\text{ha}/\text{year}$ ) and crown diameter was extrapolated. Several models based on the technology of regression trees, which were defined based on a number of auxiliary variables, among which we tested information from Landsat imagery and aerial photographs. The resulting estimates show an acceptable degree of accuracy when compared to assessments made directly in the field.

**Key words:** regression trees, geostatistics, forest inventory, forest management.



## Introducción

El tiempo y los recursos que se invierten para evaluar el potencial de aprovechamiento de los recursos forestal de cierta región, llega a ser considerable bajo las técnicas tradicionales de muestreo. Por lo que deben buscarse alternativas que, en lo posible, sean más económicas, pero sin menoscabo de la precisión (Flores *et al.*, 2007). De esta forma se busca que, por lo menos, se garantice la misma precisión que se obtiene por métodos tradicionales. En México, la autorización de un aprovechamiento forestal está supeditada a que se cuente con información recabada del campo, a través de un inventario forestal. El cual consiste, por lo general, en una serie de sitios de muestreo distribuidos sistemáticamente. Con una intensidad de muestreo que va del 1.5% al 3.0% (UCODEFO No. 2, 1997). Con base en la información obtenida se calcula el ritmo de crecimiento del arbolado, ya sea definiendo el incremento corriente anual, o el incremento medio anual. Posteriormente se calcula la posibilidad, que se refiere al volumen aprovechable por hectárea por año. Las cifras obtenidas en diferentes sitios de muestreo, que se ubican dentro de un mismo rodal, se promedian. Dicho promedio se usa para estimar variables dasométricas, como el potencial de madera que se puede extraer por rodal de acuerdo a sus dimensiones. Es decir la posibilidad promedio se multiplica por el número de hectáreas, resultando el volumen ( $m^3/ha/año$ ) que corresponde a dicho rodal. La metodología anterior denota lo poco se usan las estrategias y herramientas que ofrece la geomática principalmente en el sentido de apoyar la interpolación de la información generada para hacer estimaciones en aquellos lugares donde no se muestreo (Ek, 2004). De esta forma, en lugar de trabajar con medias dentro de los rodales, se pueden hacer estimaciones considerando las variaciones espaciales de la información de interés (posibilidad, densidad, existencias, etc.). Esto ayudaría considerablemente al aumento de la precisión en las estimaciones, y de esta forma se tendería a evitar tanto la sobreestimación, como la subestimación.

Todas las implicaciones anteriormente señaladas se tienen que repetir en cada región de bosque que va a ser aprovechada. Sin embargo, en ocasiones se tienen dos o más regiones aledañas las cuales presentan condiciones de bosque muy similares. Más aun, alguna de éstas regiones puede contar con un programa de manejo forestal, con lo que se tendría información de sus existencias ( $m^3/ha$ ), posibilidad ( $m^3/ha/año$ ), etc. Dicha información, podría usarse para el apoyo en la generación de los planes de manejo de las regiones colindantes. Lo cual sería posible a través de un proceso de extrapolación. Sin embargo, no se han desarrollado estrategias claras para llevar a cabo dicho proceso, principalmente por las dificultades que implica el manejo de grandes cantidades de información georeferenciada (Franco *et al.*, 2001). No obstante, gracias al desarrollo de herramientas de geomática, como son los sensores remotos y la geoestadística, y que actualmente se cuenta con poderosos equipos de cómputo, es posible probar diferentes alternativas de extrapolación (Flores y Omi, 2003). Para ejemplificar lo anterior se muestra el presente trabajo realizado en bosques templados del estado de Chihuahua, México, en el que se extrapoló información sobre densidad, posibilidad de aprovechamiento ( $m^3/ha/año$ ) y diámetro de copa. Se probaron varios modelos basados en la tecnología de árboles de regresión, los cuales fueron definidos con base en una serie de variables auxiliares.

### *Regiones vecinas*

### *Área de estudio*

El área de estudio se ubica al oeste del estado de Chihuahua (Figura 1), el cual a su vez se localiza en el límite norte de México. En general la vegetación arbórea que crece en estas regiones, propias de las zonas montañosas del país, está conformada por coníferas y latifoliadas (Allen, 1996), que forman masas arboladas con poca variación de especies que cubren las partes altas de las montañas, sobre todo de la Sierra Madre Occidental (Rzedowski, 1981). Respecto a su composición, existen variantes que

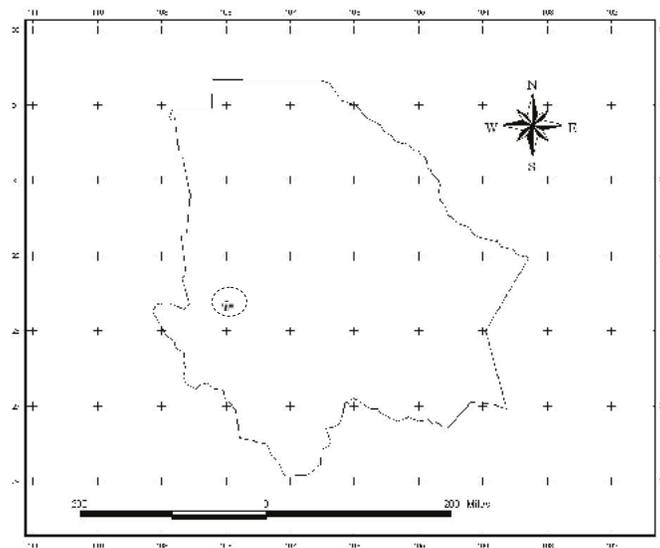
van desde los bosques puros de pino, de encino, bosques mixtos, además del bosque bajo-abierto, y bosque de táscate; en conjunto, cubren el 29% de la superficie estatal. En las regiones en estudio se identificaron las siguientes asociaciones: Bosque de Pino; Bosque de Pino-Encino; Bosque de Encino-Pino; Bosque de Encino y Bosque Bajo-Abierto.

### *Proximidad de las regiones*

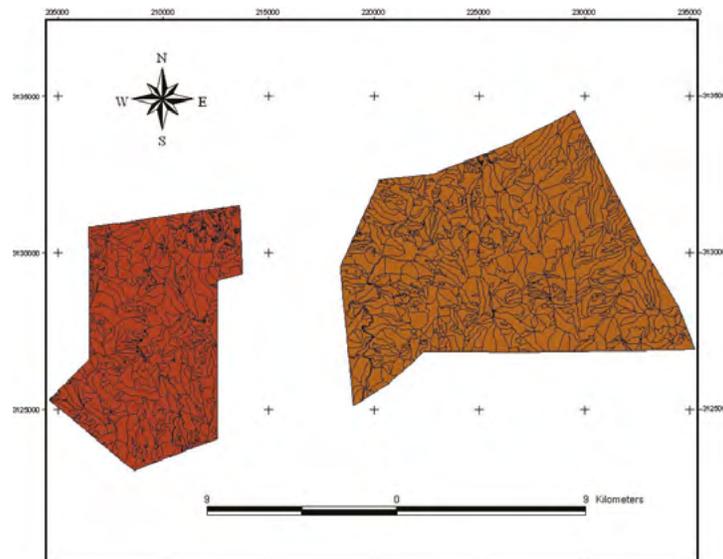
El trabajo de extrapolación consideró dos regiones (Figura 2): 1) Región Chocachi (R. Chocachi), con una superficie de 7517.56 ha, la cual se tomó como región base; y 2) Región Nopalera (R. Nopalera), con una superficie de 13,691.90 ha, denominada región de extrapolación. El objetivo fue poder realizar algunas estimaciones de las condiciones del bosque de la Región de la Nopalera, con base en la información conocida de la Región Chocachi. La distancia entre éstas regiones fue de 4.5 km en sus extremos más cercanos y de 21.5 km entre sus extremos más orientales.

### *Modelaje espacial*

Primeramente se trabajó con la región base (R. Chocachi), con la cual se desarrollaron una serie de modelos que definen la distribución espacial de las variables de interés (densidad, posibilidad de aprovechamiento [ $\text{m}^3/\text{ha}/\text{año}$ ] y diámetro de copa). Estos mismos modelos fueron usados para generar las estimaciones de la región en extrapolación (R. Nopalera).



**Figura 1.** Ubicación aproximada de dos regiones (circulo punteado), dentro del estado de Chihuahua (México) con condiciones forestales similares.



**Figura 2.** Regiones forestales utilizadas para el proceso de extrapolación: zona izquierda= R. Chocachi y zona derecha= R. Nopalera.

### *Muestreo de terreno*

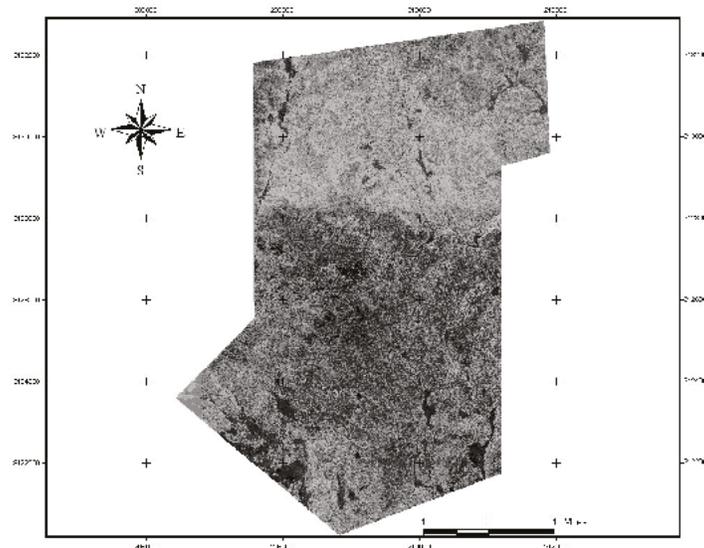
Para la ubicación de los sitios se utilizó un diseño sistemático estratificado, con espaciamiento entre líneas de 250 m. En total se evaluaron 406 sitios de muestreo, con forma circular. El tamaño de los círculos corresponde al tipo de vegetación a evaluar, siendo un área de 1000 m<sup>2</sup>. Los puntos se georeferenciaron tomando como base coordenadas UTM (Zona 13, NAD27). En cada uno de los puntos se estimó el valor de existencias, densidad de arbolado, copa, área basal y se modeló espacialmente para obtener los mapas temáticos correspondientes; en los cuales, cada variable se representa en forma continua espacialmente, es decir, se hacen estimaciones de los posibles valores de cada variable en aquellas áreas que no fueron muestreadas. La Figura 3 muestra la distribución de los sitios de muestreo que se usaron en la Región Chocachi.

### *Variables auxiliares*

Uno de los principales propósitos de este trabajo fue el definir mapas de distribución de cuatro variables dasométricas utilizando la técnica denominada “árboles de regresión” para asociar una serie de variables conocidas con la variable de interés. En el primer caso se requiere tener mapas de cada una de las variables conocidas (independientes), como las fotos aéreas de la Figura 3, imágenes de satélite, modelo de elevación digital, etc., con ello se genera el mapa de la variable de interés (dependiente). En total se analizaron diez variables para cada una de las variables dasométricas de Chocachi (Cuadro 1).

### *Árboles de regresión*

Para definir cuál de las variables auxiliares se asociaba espacialmente mejor con las variables dasométricas se generaron una serie de modelos a través de la técnica de árboles de regresión. A continuación se presenta un ejemplo (existencias [m<sup>3</sup>/ha]) de los estadísticos resultantes de los árboles de regresión que se definieron. Se observa el número de variables usadas en la construcción de los árboles de regresión, así como el número de nodos terminales resultantes en cada caso. Otro estadístico que se presenta es la desviación media de los residuales (errores de estimación), en la cual se seleccionaron los árboles de regresión más adecuados.



**Figura 3.** Orthofoto utilizada como una de las variables auxiliares para la generación de árboles de regresión en la Región Chocachi.

**Cuadro 1.** Variables con distribución espacial analizadas para estimar las variables dasométricas de la Región Chocachi.

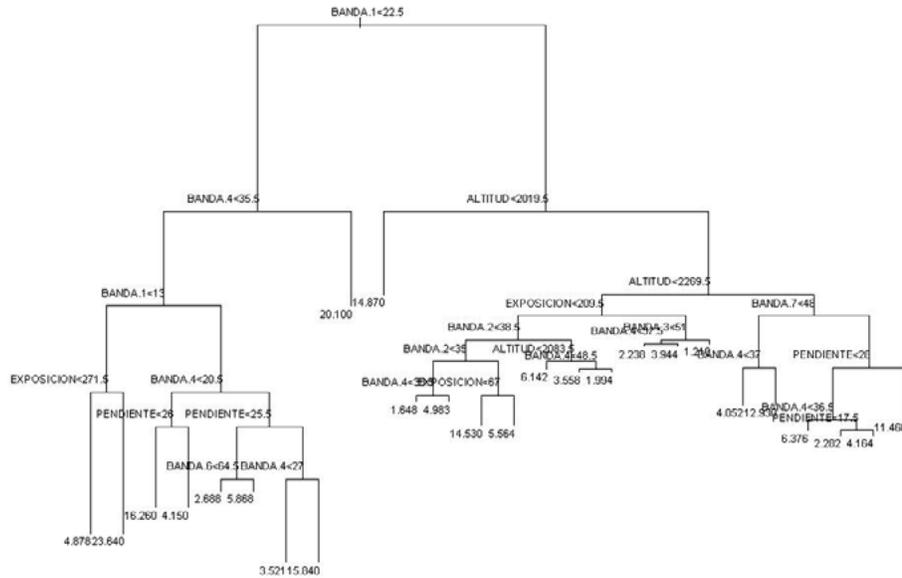
Variable	Descripción
Altitud	Derivado de un Modelo de Elevación Digital de INEGI
Exposición	Derivado de un Modelo de Elevación Digital de INEGI
Pendiente	Derivado de un Modelo de Elevación Digital de INEGI
Banda 1	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 2	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 3	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 4	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 5	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 6	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006
Banda 7	Obtenida de una imagen de satélite Landsat-7 2006

Finalmente, se muestran estadísticos específicos definidos por los residuales resultantes de las estimaciones. El análisis de esta información permite conocer que tan robusto es nuestro modelo, a través de la desviación media de los residuales; así como su complejidad (número de nodos). Para el caso de existencias, las variables realmente usadas en la construcción del árbol de regresión fueron las siguientes: BANDA.1, BANDA.4, EXPOSICION, PENDIENTE, BANDA.6, ALTITUD, BANDA.2, BANDA.3 y BANDA.7. El número total de nodos terminales fue de 26, lo cual indica que el árbol se deriva en varias “ramas”. Mientras que la desviación media de los residuales fue de 32.02 (8230/257).

La distribución de los residuales definió los siguientes estadísticos:

Min.	1st Qu	Median	Mean 3 <sup>rd</sup>	Qu. Max.
-20.71	-1.753	-0.4978	-4.841e-016	1.385 24.02

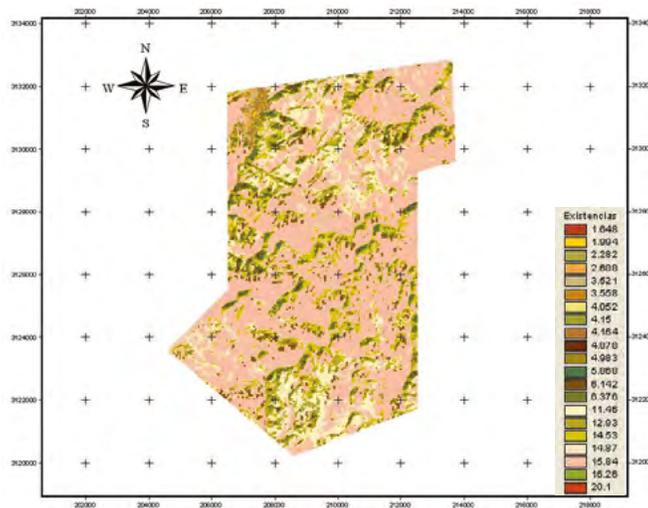
El propósito de los árboles de regresión es apoyar a la generación de las superficies continuas (mapas) de cada uno de las variables dasométricas. Estos árboles se presentan en forma gráfica, lo que permite entender mejor cuáles fueron los criterios usados en la clasificación de cada pixel. La Figura 4 presenta el ejemplo de uno de los árboles de regresión generados.



**Figura 4.** Representación gráfica del árbol de regresión usado para la estimación de la variable existencias ( $m^3/ha$ ).

#### *Implementación de los árboles de regresión*

El paso final en esta fase es la obtención de la representación gráfica de los resultados de los modelos de regresión (árboles). Esto se hace a través de un sistema de información geográfica, a través del que se puede manipular la información resultante; es decir clasificar u ordenar los resultados, de tal forma que el producto gráfico obtenido sea de fácil interpretación por el lector. Lo anterior genera los mapas temáticos correspondientes, los cuales están bajo el formato “raster”. Cada cuadrícula (celda) tiene un valor específico de las variables dasométricas en cuestión. La Figura 5 muestra el resultado de la implementación del árbol de regresión para la estimación de existencias en la Región Chocachi, observándose que en la mayor parte se estiman existencias superiores a los  $15 m^3$  por ha.

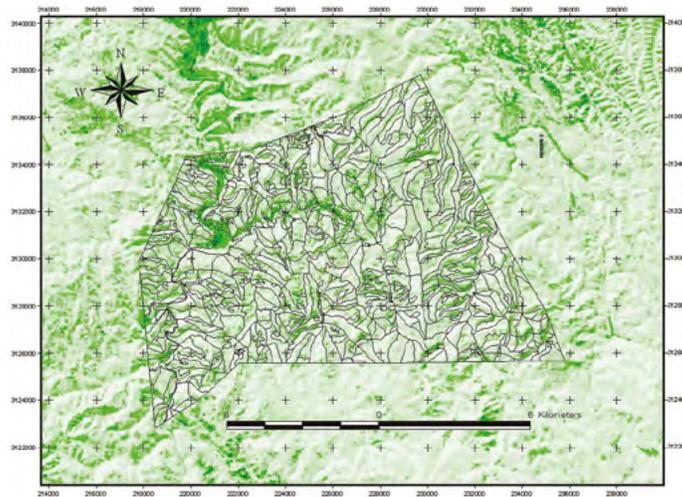


**Figura 5.** Mapa de existencias generado a partir de un árbol de regresión para la Región Chocachi.

### *Proceso de extrapolación*

#### *Preparación de las variables auxiliares*

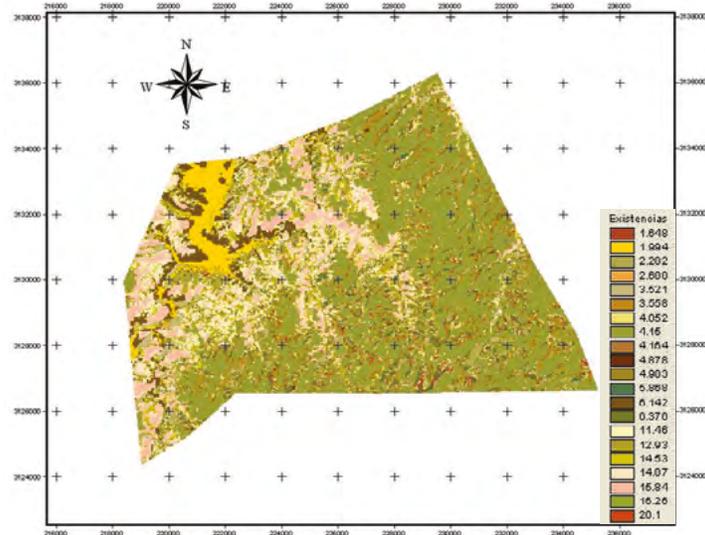
Con base en los modelos generados para la región Chocachi, se prepararon los mapas de las variables auxiliares que mejor estimaron cada una de las variables dasométricas, para la región a extrapolar (R. Nopalera). Un ejemplo de estas variables se presenta en la Figura 6, que corresponde a la banda 3 de la imagen Landsat TM.



**Figura 6.** Banda 3 de una imagen de satélite usada como variable auxiliar en la Región Nopalera.

#### *Aplicación del árbol de regresión base*

Considerando que se usó, como base, el árbol de regresión generado para la Región Chocachi, se prepararon las capas raster que correspondían a cada una de las variables auxiliares, esto se hizo para cada una de las variables dasométricas a estimar (densidad, posibilidad de aprovechamiento ( $\text{m}^3/\text{ha}/\text{año}$ ) y diámetro de copa). El resultado de la implementación del árbol de regresión se muestra en la Figura 7, donde al contrario que en el caso de la Región Chicachi, se tiene poca superficie con existencias arriba de los  $15 \text{ m}^3$ . Prevalciendo más bien arbolado con existencias menores a los  $12 \text{ m}^3$ . De esta forma se puede señalar que el árbol de regresión usado no predispone las tendencias de los resultados pues fue posible definir la dominancia en superficie de existencias menores en el caso de la Región Nopalera. Esto es posible debido a que la implementación del árbol de regresión se hace a nivel de pixel. Por lo que cada pixel es clasificado en forma independiente.



**Figura 7.** Mapa de existencias de la Región Nopalera, generado a partir de un árbol de regresión de la Región Chocachi.

### *Validación*

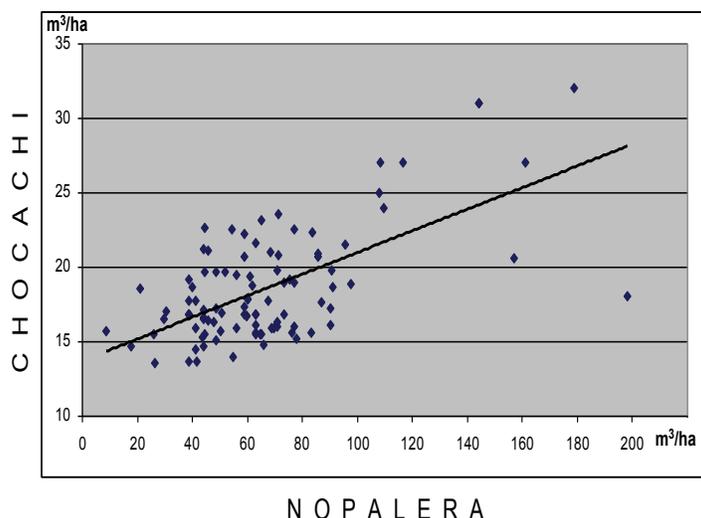
Aprovechando la información del estudio que se hizo para desarrollar el programa de manejo forestal de la Región Nopalera, se compararon los resultados obtenidos de la extrapolación, con los obtenidos en terreno. El estudio para el programa se basó en un inventario de 202 sitios. La información recabada se estimó a nivel de hectárea, con el fin de hacerlo comparable con las estimaciones definidas con la extrapolación. Con base en lo anterior se hicieron algunos análisis de correlación para ver cuál fue el grado de ajuste de los valores extrapolados con los valores estimados con datos de terreno. La Figura 8 muestra un ejemplo en referencia a las existencias donde se aprecia una tendencia definida, aunque en los valores bajos existe cierta dispersión que propicia una baja correlación ( $R^2=0.3483$ ), ésta correlación se ajusta a la ecuación 1.

$$Y= 0.0668 X+14.334 \quad (1)$$

donde,  $Y$ = existencias estimadas ( $m^3/ha$ ) en Región Nopalera y  $X$ = existencias extrapoladas ( $m^3/ha$ ) con árbol de regresión de la Región Chocachi.

### *Factor de ajuste*

Como se observa en la Figura 8, la correlación entre los valores extrapolados (CHOCACHI) y los valores de terreno de la Región Nopalera, no presenta relación 1 a 1. Esto implica que las estimaciones por extrapolación más bien subestimaron los valores obtenidos en terreno. No obstante, con base en la ecuación de correlación fue posible establecer un factor de corrección. El cual fue de 2.4. De esta forma, las estimaciones de existencias por extrapolación fueron multiplicadas 2.4 veces, con lo que se obtuvieron tablas de referencia (Cuadro 2). Este proceso se siguió con los otros parámetros dasométricos extrapolados (densidad y diámetro de copa).



**Figura 8.** Relación entre las estimaciones con el árbol de regresión (CHOCACHI) y los valores obtenidos en el terreno (NOPALERA).

**Cuadro 2.** Ejemplo de los valores promedio de las variables dasométricas extrapoladas para la Región Nopalera (E= existencias; D= densidad; C=diámetro de copa).

Rodal	ha	E	D	C
37	4.93	6.17	10.55	2.82
148	11.22	1.88	8.04	1.23
153	27.10	6.51	11.04	2.88
152	40.10	3.34	9.71	1.93
151	17.25	6.71	10.24	2.86
158	37.02	5.16	10.38	2.35
164	32.64	3.42	10.58	1.57

## Conclusiones

La definición del manejo de recursos forestales requiere necesariamente contar con la información de cantidad, calidad y distribución de estos recursos. No obstante, la obtención de dicha información resulta en ocasiones muy costosa y/o consume mucho tiempo, por lo que la implementación de técnicas alternativas, como la que aquí se ilustra, puede ser una opción más factible desde el punto de vista operativo. De esta forma se puede aprovechar la información ya obtenida de regiones donde se hizo un plan de manejo. Además, sería de gran ayuda el poder hacer estimaciones extrapoladas en áreas de difícil acceso; esto permitiría definir la factibilidad económica de invertir en dicha región, sin tener que hacer la inversión que implicaría un inventario en terreno. Sin embargo, para el uso de técnicas de extrapolación debe garantizarse que por lo menos se obtenga la misma precisión que con el uso de estrategias tradicionales y considerar el grado de similitud entre las condiciones de una región base, y la región a extrapolar.



## Bibliografía

- Allen L. S. 1996. Ecological role of fire in the Madrean province. *In*: Proceedings: Effects of fire on Madrean province ecosystems: A symposium proceedings. General Technical Report RM-GTR-289. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. pp 5-10.
- Ek A. R. 2004. Mapping Forest Resources Using the k-Nearest Neighbor Method. *Remote Sensing and Geospatial Analysis Laboratory* 6:1-2.
- Flores G., M. Mendoza, C. Aguirre. 2007. Monitoreo de ecosistemas con estrategias geoestadísticas, una aplicación de gran escala en Jalisco, México. *Madera y bosques* 13:97-104.
- Flores G., P. Omi. 2003. Mapping forest fuels for spatial fire behavior simulations using geomatic strategies. *Agrociencia* 37:65-72.
- Franco L., A. Ek, M. Bauer. 2001. Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbor method. *Remote Sensing of Environment* 77:251-274.
- Rzedowski J. 1981. *La Vegetación de México*. Limusa. Distrito Federal, México. 342 pp.
- UCODEFO No 2. 1997. Aplicación del inventario forestal continuo (I.F.C.) en los bosques del ejido “El Largo”. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 2. Ciudad Madera. Chihuahua, México. 34 pp.

## 1.6 Cambios en el contenido de carbono de la biomasa aérea en el ANP del Nevado de Toluca

Franco-Maass Sergio<sup>1</sup>; Regil-García Héctor H.<sup>2</sup>; Endara-Agramont Angel R<sup>1</sup>. y Nava-Bernal Gabino<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerrillo Piedras Blancas, CP 50090 Toluca Estado de México. Autor para correspondencia: sfrancom@uaemex.mx

<sup>2</sup>Universidad de Guanajuato. Lascuráin de Retana No. 5 Col. Centro, CP 36000, Guanajuato, Guanajuato, México.

### Resumen

Los bosques templados del Nevado de Toluca, sobre todo los bosques de pino, acusan claros signos de deterioro. La extracción de madera, la inducción de incendios forestales y la proliferación de plagas y plantas parásitas están afectando las posibilidades de regeneración de los ecosistemas. En estas condiciones se planteó la necesidad de estimar el contenido de carbono en la biomasa aérea y analizar los cambios sufridos entre 1972 y 2009. Con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica fue posible generar los mapas de distribución de los bosques densos, semidensos y fragmentados de pino. Con base en información dasonómica de 30 sitios de muestreo se calculó el número de individuos por ha de: B. denso (227 árboles), B. semidenso (202 árboles) y B. fragmentado (150 árboles) para estimar los contenidos de carbono en biomasa aérea por tipo de densidad. El carbono total contenido en la biomasa aérea de los bosques de pino en 1972 era de 1 744 525 Mg, esta cifra se redujo significativamente para el 2009, acusando una pérdida total cercana al 47%.

**Palabras clave:** Nevado de Toluca, contenido de carbono, ocupación del suelo.

### Abstract

Temperate woods in Nevado de Toluca Protected area, specially the pine woods, are affected by deforestation processes. Timber extraction, forest fires and plagues, restrict the possibilities of regeneration of the ecosystems. A research was done in order to estimate the carbon content in the above ground biomass and to analyze the changes in the period 1972-2009. With the aid of a Geographical Information System it was possible to obtain the distribution of the dense, semi-dense and open pine forests. The dasonomic data obtained from 30 plots allowed to estimate number of trees per ha: Dense (227 trees), semi-dense (202 trees) and open (150 trees). Such data allowed us to estimate the content of biomass. The total carbon contained by the above ground biomass in 1972 was of 1 744 525 Mg, in 2009 the total content was reduced in more than 47%.

**Key words:** Nevado de Toluca, carbon capture, land cover.

### Introducción

Los bosques del Nevado de Toluca se encuentran sometidos a intensos procesos de deterioro: La extracción de leña, los incendios forestales, las plagas y enfermedades son procesos que disminuyen la cobertura vegetal (Endara-Agramont *et al.*, 2012). Los árboles asimilan y almacenan grandes cantidades de carbono durante toda su vida. Los bosques del mundo capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y participan con el 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y la superficie de la Tierra (Apps *et al.*, 1993; Brown *et al.*, 1993; Dixon *et al.*, 1994).

Estimar con precisión la dinámica de la pérdida y recuperación de carbono en los ecosistemas forestales es uno de los problemas abiertos más importantes en la discusión sobre cambio climático



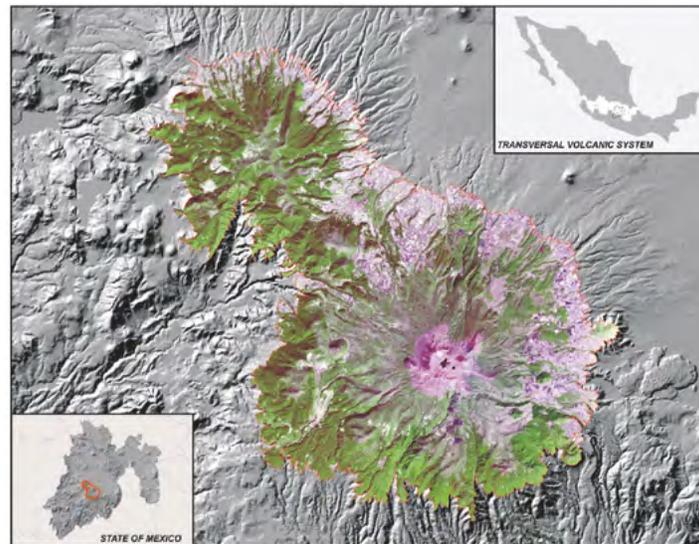
(Dixon *et al.*, 1994; IPCC, 1995; Lashof y Ahuja, 1990). En efecto, los procesos de pérdida-recuperación de carbono son parte de un sistema con cuatro tipos generales de reservorios de carbono (vegetación aérea y radicular, materia en descomposición, suelos y, productos forestales), con tiempos de residencia y flujos asociados muy diferentes, siendo los de vegetación aérea los más factibles de estimar. La problemática es particularmente crítica para los bosques tropicales, en donde no se tiene información del todo adecuada de los contenidos de carbono en vegetación y suelo. Un segundo problema fundamental para la determinación precisa de la dinámica de pérdida-recuperación de carbono en los ecosistemas forestales, es la gran incertidumbre en los procesos de cambio de uso del suelo, específicamente, cuánto y cómo se pierden los bosques a través del tiempo. No existen muchos trabajos destinados a entender los aspectos detallados de la dinámica que ocurre en el paisaje que responde a diversos procesos sucedidos particularmente en las áreas boscosas. Estos aspectos finos de los procesos de cambio de uso del suelo son, sin embargo, los más importantes desde el punto de vista de la dinámica de pérdida-recuperación de carbono.

Dentro de este panorama, una de las tareas prioritarias es llevar a cabo estudios de emisión-captura de carbono a nivel regional en ecosistemas forestales que presenten procesos muy dinámicos de cambio de uso del suelo. Estos estudios deberán permitir, por un lado, estimar más precisamente las densidades de carbono asociadas a las distintas clases de vegetación y, por el otro, desarrollar métodos de cuantificación y detección de tendencias sobre el comportamiento de los procesos de pérdida-recuperación de carbono bajo diferentes dinámicas de cambio de uso del suelo. Si bien en el Nevado de Toluca existen diversos tipos de bosque, el estudio se enfocó en los bosques de pino. De acuerdo con Endara-Agramont *et al.*, (2013) existen tres especies dominantes: a altitudes de < 3000 m s.n.m. se desarrolla el *Pinus pseudostrobus*; entre 3000 y 3200 existen pequeñas porciones cubiertas por *Pinus montezumae*. El *Pinus hartwegii* es una de las especies que se desarrollan en los mayores rangos de altitud del mundo y en el Nevado de Toluca se extiende entre 3500 y 4100 m s.n.m. El objetivo del trabajo fue cuantificar el contenido de carbono de la biomasa aérea en las poblaciones densas, semidensas y fragmentadas de los bosques de pino y analizar los cambios ocurridos en dichos bosques como resultado de la pérdida de densidad en el periodo 1972-2009.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

El Área de Protección de Flora y Fauna del Nevado de Toluca (PPFFNT) (Figura 1) es una de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) más significativas del Estado de México, siendo un importante reservorio de recursos ecológicos que ha sido foco de atención de estudios de diversa índole. La explotación de recursos forestales por parte de la población local, la constante dinámica de extracción ilegal de recursos maderables y la proliferación y expansión de plagas y enfermedades han afectado severamente las condiciones del arbolado, observándose una pérdida total o en densidad de los bosques. Pese a la importancia del Parque Nacional como proveedor de servicios ambientales, aún no existen trabajos que permitan dimensionar las implicaciones inherentes a la pérdida de recursos forestales de la región y su consecuente disminución en la capacidad de retención de carbono.



**Figura 1.** Localización geográfica del Área de Protección de Flora y Fauna del Nevado de Toluca.

El APFFNT cubre una superficie cercana a 51 000 ha, en torno al volcán Xinantécatl, perteneciente al Sistema Volcánico Transversal. Prevalen los bosques de coníferas (*Pinus spp* y *Abies religiosa*) y, en menor proporción, los bosques de latifoliadas (*Quercus sp.* y *Alnus jorullensis*) (Endara-Agramont *et al.*, 2013).

#### *Obtención de la cartografía de coberturas forestales*

Para la obtención del mapa de uso del suelo y vegetación de 1972 se convirtieron a formato digital las cartas 1:50,000 (E14-a37, E14-a38, E14-a47 y E14-a48) publicadas por el INEGI, se realizó la digitalización de rodales incluyendo la limpieza topológica y la incorporación en el Sistema de Información Geográfica (Franco-Maass *et al.*, 2006).

Para la elaboración del mapa de ocupación del suelo para 2009, se actualizó el mapa de ocupación de suelo del Parque Nacional Nevado de Toluca del año 2000 en formato vectorial (Franco-Maass *et al.*, 2006), que cuenta con 125 categorías con un área mínima cartografiable de 800 m<sup>2</sup>. Esta información de partida permitió la interpretación visual de una composición en falso color de una imagen Spot 5, cuyas características de resolución espacial y claridad, fueron compatibles para ser comparadas con las ortofotos de IIIGCEM.

Para validar el mapa de 2009 se realizó un muestreo aleatorio en campo con base en lo recomendado por Chuvieco (2002), obteniendo información de 198 polígonos de ocupación lo que permitió calcular una confiabilidad del 95.4%, lo cual excede el nivel mínimo de validación cartográfica que es del 80%.

#### *Trabajo de campo*

Habiendo generado, corroborado y reclasificado la cartografía de cambio de ocupación de suelo, el siguiente procedimiento consistió en seleccionar parcelas de muestreo para obtener el contenido de carbono por ha para bosques densos, semidensos y fragmentados.

De acuerdo con Franco-Maass *et al.*, (2006) los bosques de pino densos se redujeron en más de 40% durante el periodo 1972-2000, razón por la cual, se establecieron mediante un muestreo estratificado aleatorio diez sitios de muestreo de 20 x 50 m (1000 m<sup>2</sup>) en tres condiciones de bosque de pino (denso, semidenso y fragmentado), con el objetivo de determinar las existencias forestales en cada tipo de condición (Endara-Agramont *et al.*, 2013).

Las variables a medir fueron: diámetro a la altura de pecho (DAP, 1.3 m sobre el nivel del suelo) y altura total de todos los individuos mayores a 2.5 cm de DAP, siguiendo los criterios de Endara-Agramont *et al.*, (2013).

### Cálculo en el contenido de carbono

Para cada sitio de muestreo, se levantaron datos de diámetro y altura de cada individuo, calculándose el volumen, la biomasa y el contenido de carbono para cada individuo con las ecuaciones 1, 2 y 3.

$$V = AB * AT * 0.7 \tag{1}$$

donde,  $V$  es el volumen,  $AT$  es la altura total y 0.7 es el factor de corrección.

$$B = V * DB * FE \tag{2}$$

donde,  $B$  es la biomasa,  $DB$  es la densidad básica de la madera y  $FE$  es el factor de expansión.

$$C = B * 0.45 \tag{3}$$

donde,  $C$  es el contenido de carbono,  $B$  es la biomasa y 0.45 es el factor de contenido de carbono.

Para el cálculo de biomasa, se utilizaron los datos de densidad de la madera: 0.49 y factor de expansión 1.3 (FAO, 1998), del *Pinus hartwegii*. Es importante mencionar que, si bien existen otras especies de pinos en la región, éstas ocupan superficies muy pequeñas. De esta manera la sumatoria de los cálculos de contenido de carbono por individuo expresa el valor por hectárea (Mg C/ha).

## Resultados

La información dasonómica arroja resultados de diez sitios de muestreo, por cada condición (1 ha), obteniendo una densidad de individuos: denso (227 árboles), semidenso (202 árboles) y fragmentado (150 árboles). En la Figura 2 se detallan los resultados por tipo de condición.

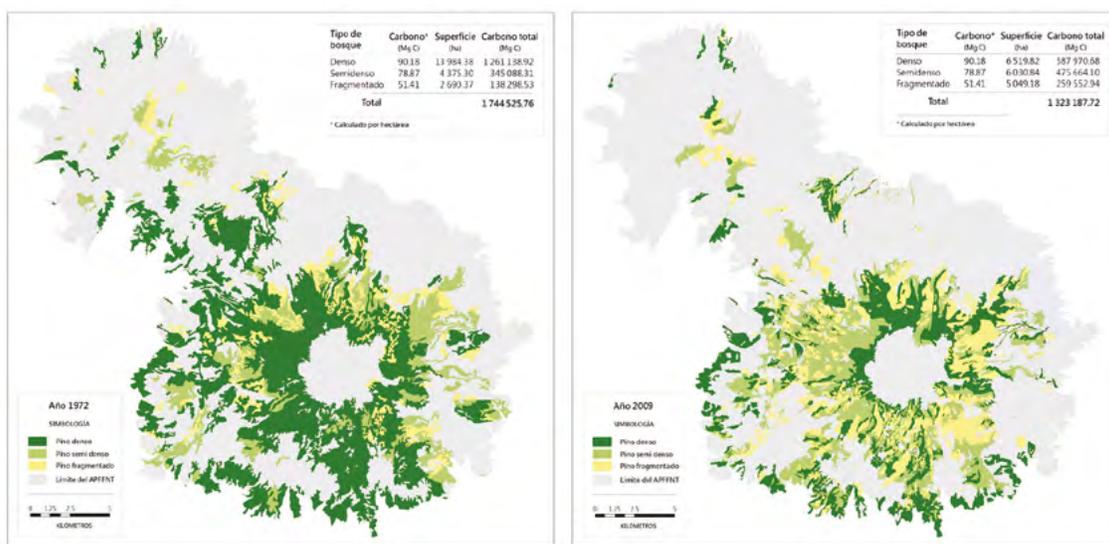


Figura 2. Reducción de contenido de carbono en los bosques de pino 1972-2009, Nevado de Toluca.

Como se muestra en la Figura 2, los bosques densos redujeron considerablemente su superficie, lo que se traduce en una pérdida del contenido de carbono, misma que supera el 47%, que hoy en día son bosques semidensos y fragmentados. Lo anterior implica extracción inmoderada del recurso forestal, con fines comerciales (Endara-Agramont *et al.*, 2013; Franco-Maass *et al.*, 2006).

## Conclusiones

La fragmentación del bosque de pino resulta ser el problema con mayores consecuencias en los bosques del Nevado de Toluca, misma que altera la estructura y regeneración natural de *Pinus hartwegii*. Esto se traduce en un bosque altamente vulnerable al ataque plagas y plantas parásitas, ya que al extraer a los mejores individuos (con diámetros y alturas considerables), se deja un bosque residual con árboles decrepitos, ya sean seniles sin características óptimas o juveniles sin llegar a la edad reproductiva. Las consecuencias de la reducción en las densidades de la cobertura forestal incluye la pérdida de contenido de carbono y la reducción en la capacidad del bosque para infiltrar agua de lluvia; ésta reducción afecta directamente a los bosques ubicados en un gradiente altitudinal menor, como los bosques de oyamel, aile y encino, que dependen en gran medida de la infiltración de agua almacenada por los bosques de pino que se encuentran en el límite superior altitudinal arbóreo.

Por tanto una fragmentación continúa de los bosques de pino tiene implicaciones directas sobre la dinámica de otros ecosistemas forestales, así como ecosistemas agrícolas y pecuarios ya que la disponibilidad del recursos agua dependerá del estado de conservación de los bosques.

## Bibliografía

- Apps M. J., W. A. Kurz, R. J. Luxmoore, L. O. Nilsson, R. A. Sedjo, R. Schmidt, L. G. Simpson y T. S. Vinson. 1993. Boreal Forests and Tundra. *En*: Wisniewski, J., R. N. Sampson (eds). Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes: Quantification and Sources of CO<sub>2</sub>. Kluwer Academic Publishers, Holanda. pp. 39-53.
- Brown S., Ch. Hall, W. Knabe, J. Raich, M. Trexler y P. Woome. 1993. Tropical forest: their past, present and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water, Air and Soil Pollution* 70:71-94.
- Chuvieco E. 2002. Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio. España. 586 pp.
- Dixon R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler y J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Endara-Agramont A. R., G. Nava-Bernal, S. Franco-Maass, A. Espinazo-Maya, J. A. B. Ordóñez-Díaz, C. Mallén-Rivera. 2012. Extracción de madera en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:81-90.
- Endara-Agramont A. R., R. Calderón-Contreras, G. Nava-Bernal, S. Franco-Maass. 2013. Analysis of Fragmentation Processes in High-Mountain Forests of the Centre of Mexico. *American Journal of Plant Sciences* 4:697-704.
- FAO. 1998. Terms and Definitions. Forest Resources Assessment Programme, Working Paper 1. Food and Agriculture Organization. Roma, Italia. 27 pp.
- Franco-Maass S., H. H. Regil-García, C. González-Esquível, G. Nava-Bernal. 2006. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas* 61:38-57.
- Franco-Maass, S., H.H. Regil-García y J.A.B. Ordóñez-Díaz. 2006b. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12 (1), pp. 17-28.
- IPCC. 1995. Climate Change 1995. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Inglaterra. 73 pp.
- Lashof D. y D. Ahuja. 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature* 344:529-531.
- Masera O., J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35, pp. 265-295
- Naveh, Z. y A. Liebman. 1984. Landscape ecology. New York. Springer-Verlang. 387 p.
- Ordóñez, J. 1999. Estimación de la captura de carbono en un estudio de caso. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP. México D.F. 165 p.
- Ordoñez, J., B. De Jong, F. García, F. Aviña, J. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y 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 (7), pp. 2074-2084



- Rojas, F. y Villers, L. 2008 Estimación de la biomasa forestal del Parque Nacional Malinche: Tlaxcala y Puebla. *Ciencia forestal en México* 33 (104). pp. 59-86.
- Sauders, D., R. Hoobbs, y C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, pp. 18-32.

## 1.7 Efecto de la pendiente y la elevación en la biomasa forestal, su aplicación para realizar estimaciones en el paisaje

Salinas-Melgoza Miguel A.<sup>1,2</sup>; Skutsch Margaret<sup>2</sup>; Lovett Jon C.<sup>3</sup> y Morales-Barquero Lucia<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Gobernanza y Tecnología para la Sustentabilidad, Universidad de Twente, 7522 NB Enschede, Países Bajos. Autor para correspondencia: ma.masm@gmail.com

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

<sup>3</sup>Escuela de Geografía, Universidad de Leeds, Leeds LS2 9JT, Reino Unido.

<sup>4</sup>Escuela de Ambiente, Manejo de Recursos Naturales y Geografía, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Bangor, Bangor, Gwynedd LL57 2UW, Reino Unido.

### Resumen

Existen antecedentes que sugieren que la biomasa responde de forma directa a variables del terreno. El objetivo del estudio fue evaluar la medida en que la pendiente del terreno en selvas bajas del occidente de México es un buen predictor de la biomasa. Se obtuvo la biomasa de 163 sitios en parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup>, mediante un muestreo anidado de dos subparcelas y se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los individuos con DAP  $\geq$  2.5 y 10 cm. Dos estimadores de la biomasa forestal fueron usados; la biomasa del sitio y el primer eje de ordenación multivariado, usando la biomasa de las especies. La asociación entre los dos estimadores y la pendiente del terreno y la altitud fue evaluada. Posteriormente estas relaciones fueron ajustadas a un modelo lineal. Los resultados mostraron que las correlaciones con las variables del terreno fueron hasta tres veces mayores al usar los ejes de ordenación multivariados, en comparación con usar la biomasa del sitio; además, sugieren que tanto la altitud del primer eje de ordenación puede ser usado para predecir la biomasa de los sitios, pero con una capacidad predictiva baja. Se concluye que sí es factible usar la pendiente y la altitud para estimar la biomasa, pero es probable que el manejo que la selva baja en la región de estudio haya disminuido esta relación.

**Palabras clave:** selva baja caducifolia, gradiente de pendiente, gradiente de elevación, biomasa, predicción.

### Abstract

Above ground biomass concentrations at plot level response to terrain variables and the use of woody plants for estimation of greenhouse gas mitigation has led to demand for rapid and accurate estimation of forest carbon stocks. The aim of this study is to assess the extent of terrain slope and altitude to constraint biomass patterns through the landscape in a tropical dry forest and find models helps to predict them. Biomass obtained with the allometric relationship with diameter at breast height (DBH) for 163 sites in 400 m<sup>2</sup> circular plots was obtained, using concentric circles to collect trees with different tree DBH size. Synthetic variable (SV) using ordination technique using species biomass by site as main input was obtained. Correlation and then linear models were carried out for pair of variables. Stand-level biomass, logarithm of biomass and SV were used as dependent variable and terrain slope, altitude and categories of terrain slope and altitude as independent variable. Models using log of biomass and stand-level biomass performed better and with lowest goodness and the complexity trade-off than the ones using SV. We conclude that is possible to predict forest biomass using terrain slope and altitude using terrain attributes but terrain slope has to be categorized to obtain a better fit. The model with of the model has.

**Key words:** tropical dry forest, terrain slope gradient, altitude gradient, biomass, prediction.

## Introducción

Las selvas tropicales capturan de la atmósfera grandes cantidades de CO<sub>2</sub> que son almacenadas en el tejido de las plantas como biomasa de éstas. La biomasa aérea (BA) es una característica estructural de la vegetación que puede ser medida para estimar las cantidades de carbono que es almacenado en la materia seca de los organismos vivos (Matteucci y Colma, 1982). Las estimaciones de biomasa regularmente se realizan en función de relaciones alométricas entre medidas de las dimensiones de los individuos que fueron tomados en campo y su biomasa (Picard *et al.*, 2012). Estas estimaciones de biomasa derivadas de muestreos en campo son frecuentemente usadas para obtener estimaciones en extensas zonas usando percepción remota (Jardel *et al.*, 2012).

Las variables ambientales han sido señaladas como las principales determinantes de los patrones observados de biomasa en bosques y selvas en la zona tropical (Balvanera *et al.*, 2002; Lott *et al.*, 1987; Roa-Fuentes *et al.*, 2012; Williams-Linera y Lorea, 2009); sin embargo, factores y procesos biofísicos pueden influir simultáneamente sobre los atributos estructurales de las selvas como la biomasa forestal y ningún factor por sí solo puede explicar los patrones encontrados, esto sin tomar en cuenta el impacto del ser humano en la vegetación (Durán *et al.*, 2006).

En México la formación boscosa que es predominante en la región tropical estacionalmente seca es generalmente el bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006), o selva baja caducifolia (Miranda y Hernández-X., 1963) y también referidas como bosques tropicales estacionales o tropical dry forest (Bullock *et al.*, 1995; Dirzo *et al.*, 2011; Murphy y Lugo, 1986). Los sitios donde es frecuente encontrar selvas secas caducifolias son lomeríos y laderas, con pendientes entre moderadas a fuertes y altitudes que van desde el nivel del mar hasta cerca de los 2000 m (Trejo, 2010). En México la mayoría de la cobertura de este tipo de vegetación ha sido reducida por actividades antrópicas, aproximadamente la mitad de su área original fue derrumbada y la fracción restante es usada para agricultura practicada con el sistema de roza, tumba y quema, ganadería extensiva dentro de la selva y para coleccionar productos maderables como leña (Ceballos *et al.*, 2010).

En la selva baja caducifolia la BA ha sido reportada entre 32.5–140 Mg ha<sup>-1</sup> (Jaramillo *et al.*, 2011), principalmente en sitios conservados. Las selvas bajas son sistemas limitados hídricamente, más que por nutrientes (Murphy y Lugo, 1986), por lo que en sitios con mucha agua en el suelo, la biomasa puede ser alta, dando lugar a rangos muy amplios (Murphy y Lugo, 1986). Sin embargo, las estimaciones de los almacenes de carbono en las selvas bajas han sido menos estudiadas que en bosques templados o selvas húmedas, de igual manera las estimaciones en selvas bajas conservadas o con poca perturbación antrópica son más frecuentes. Es por esto que es necesario obtener estimaciones más precisas de líneas base de carbón a escala de paisaje.

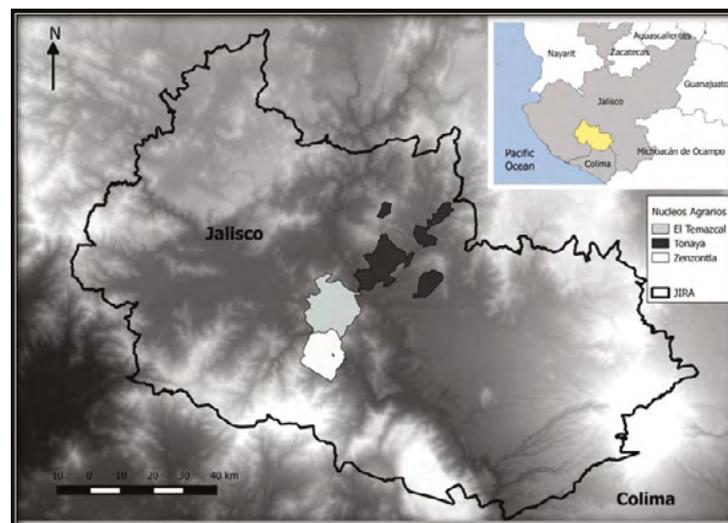
La mitigación al cambio climático a través de la captura de carbono por individuos leñosos de larga vida como los árboles mediante actividades relacionadas con el manejo de selvas y bosques ha sido vista como una alternativa para disminuir las emisiones gases de efecto invernadero derivadas de deforestación y degradación de bosques y mejorar la captura de carbono. REDD+ es una de estas alternativas como política internacional (UNFCCC, 2010), pero para poder operacionalizar esta política, se requieren estimaciones más precisas sobre los almacenes de carbono expresados en términos de biomasa del sitio (UN-REDD, 2010).

El objetivo de este estudio fue evaluar diferentes maneras de obtener mejores estimaciones de BA forestal en paisajes de selva baja caducifolia. Se valoraron tres hipótesis que ayudaron a determinar predictores de la BA, por un lado la pendiente del terreno y por otro lado la altitud, así como su interacción.

## Materiales y métodos

### *Sitios de estudio*

El estudio se realizó en tres ejidos de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila (JIRA), en el Oeste de México. Los ejidos son El Temazcal, Tonaya y Zenzontla, los cuales se encuentran en los municipios de Tuxcacuexco y Tonaya en el estado de Jalisco (Figura 1). La pendiente del terreno y la altitud en el territorio de los ejidos varía entre 0–54° y 737–1542 m s.n.m. para El Temazcal; 0–42° y 738–1622 m s.n.m. para Tonaya; y 0–52° y 749–1,973 m s.n.m. para Zenzontla. La selva baja en la zona de estudio tiene una extensión de 98 275 ha que equivalen alrededor del 43% de la zona de la JIRA (Jardel *et al.*, 2012).



**Figura 1.** Localización de los ejidos en el área de estudio.

### *Inventario forestal*

Los datos involucrados en el análisis provienen de dos inventarios forestales diferentes, que fueron realizados en los tres ejidos. El primer grupo de datos fue realizado para analizar y cuantificar la degradación forestal (Jardel *et al.*, datos no publicados) y el segundo grupo de datos se obtuvo mediante los mapas de uso de suelo generados por Jardel *et al.*, (2012). Con el apoyo de los líderes de las comunidades, los sitios de muestreo fueron seleccionados.

Un total de 96 sitios principales de muestreo fueron incluidos en el estudio; 41 sitios circulares de 400 m<sup>2</sup> de Jardel *et al.*, (datos no publicados) y 56 sitios obtenidos para este estudio. El inventario de Jardel *et al.*, fue realizado en parcelas circulares de 500 m<sup>2</sup>, una por cada sitio. Se realizó un muestreo anidado con dos subparcelas circulares organizadas concéntricamente, un círculo que incluye toda la parcela en donde se registraron todos los individuos de más de 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP: 1.3 m de altura), y una subparcela de 100 m<sup>2</sup> donde se registraron todos los individuos de más de 2.5 y menos de 5 cm de DAP.

La información del otro inventario fue obtenida para sitios en los que se ubicaron cuatro unidades de muestreo principal en las cuales se realizó un muestro anidado con dos subparcelas circulares organizadas concéntricamente, un círculo que incluye toda la parcela (11.28 m, 400 m<sup>2</sup> de área) en la cual todos los individuos con DAP ≥ 10 cm fueron incluidos y un segundo círculo de 28.27 m<sup>2</sup> (radio de 3 m) donde todos los individuos con 2.5 ≤ DAP ≤ 10 cm fueron incluidos. El DAP de todos los individuos registrados en los círculos fue obtenido usando cintas diamétricas o vernier.



### *Estimación de biomasa*

La cantidad de BA seca de la porción aérea de cada individuo registrado fue obtenida mediante relación alométrica. En el caso de individuos con múltiples tallos, la BA fue calculada separadamente para cada tallo y después sumada.

### *VARIABLES SINTÉTICAS*

Se obtuvo una variable para sintetizar (VS) las dimensiones de la información que explica una parte importante de la varianza mediante un número mínimo de nuevas variables. Regularmente este problema de reducir la dimensionalidad ha sido abordado mediante métodos multivariados de ordenación con lo cual la mayor cantidad de información de la matriz de datos original es resumida mediante una nueva variable que contribuye a explicar la mayoría de la varianza total. Para el caso de este estudio, las variables sintéticas incluyeron como variable estructural la BA de las 144 especies registradas en cada uno de los 96 sitios de muestreo mediante un análisis de ordenación multivariado llamado análisis de correspondencia canónica (o CCA por sus siglas en inglés). El CCA permite correlacionar la distribución de la variable estructural de las especies con factores medioambientales, en este caso la pendiente del terreno y la altitud (Gauch, 1982).

### *ANÁLISIS ESTADÍSTICO*

Dos grupos de análisis de la variación monotónica de la BA relacionada a la pendiente del terreno y a la altitud fueron realizados. El primero analizó la correlación entre la BA por sitio, la pendiente del terreno y la altitud, después el poder predictivo de la pendiente del terreno y la altitud fueron evaluados ajustando la relación a modelos lineales múltiples. El segundo grupo de análisis fue semejante al antes descrito pero en vez de usar la BA del sitio, se utilizó la VS. El grado de correlación de la BA por sitio y la VS con la altitud y pendiente fue obtenido al calcular el coeficiente de correlación de Pearson para pares de variables. Para los modelos lineales la variable dependiente fue la BA del sitio y la VS y las variables independientes fueron la pendiente del terreno, la altitud del sitio de muestreo en m s.n.m., así como la interacción entre pendiente del terreno y altitud. Las variables independientes: pendiente del terreno y altitud fueron divididas en cuatro categorías (Cuadro 1). La relación entre la variable dependiente y las variables independientes fueron ajustadas a un modelo lineal mediante el paquete plyr (Wickham, 2011) del programa estadístico R (R Core Team, 2013), la función evalúa la respuesta en función lineal de unos predictores de la respuesta. Dos tipos de modelos fueron obtenidos, el primero evalúa la relación de la variable dependiente en función de las variables independientes, usando todo el conjunto de datos y el segundo tipo evalúa la misma relación pero por categorías de pendiente del terreno y altitud.

**Cuadro 1.** Categorías de altitud y pendiente del terreno.

Categorías	Rangos de categorías	
	Altitud	Pendiente del terreno %
1	770–900	0–10
2	901–1000	11–20
3	1001–1100	21–35
4	> 1101	> 36

El modelo con mejor ajuste a los datos de BA por sitio fue seleccionado de entre los modelos obtenidos calculando el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002); el cual es una medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, en términos del número y combinación de parámetros, e indica el modelo más simple entre varias alternativas, penalizando el sobre ajuste del modelo en función del número creciente de parámetros. El AIC fue obtenido para todos los modelos obtenidos y el modelo seleccionado entre los modelos obtenidos fue el que tuvo el valor mínimo de AIC. Después de obtener el modelo con menor AIC, la capacidad predictiva de las variables independientes involucradas fue evaluada (pendiente del terreno y altitud) para cada una de las cuatro categorías de pendiente del terreno y de altitud mediante modelos lineales múltiples.

## Resultados y discusión

Las concentraciones de BA presentes en la zona de estudio estuvieron dentro de los niveles registrados anteriormente para otros estudios (Jaramillo *et al.*, 2011), entre 1.43 y 72.82 Mg ha<sup>-1</sup>.

### Relación entre variables

El logaritmo de la BA por sitio y la VS mostraron una asociación positiva estadísticamente significativa con la pendiente del terreno y la altitud. El logaritmo de la BA del sitio mostró un grado de asociación positivo con la pendiente en la categoría de pendiente tres y negativo con la categoría de pendiente dos; mientras que la BA del sitio mostró un grado de asociación positivo con la pendiente del sitio en la categoría de pendiente del terreno tres. Asociaciones positivas entre la BA y el logaritmo de la BA y la pendiente fueron encontradas en la categoría de altitud uno y negativa entre la BA del sitio y la altitud en la categoría de altitud cuatro (Cuadro 2). Estos resultados nos indican que sí es posible predecir la cantidad de BA presente en la selva baja caducifolia usando la pendiente del terreno y la altitud, esto sin considerar que otros factores pueden modular el efecto de la pendiente del terreno y la altitud sobre la BA ().

Al usar el conjunto de datos completo, la VS mostró estar relacionada positivamente con la pendiente y la altitud. La VS no mostró asociación alguna con la pendiente del terreno y altitud en las categorías de pendiente del terreno o altitud (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Coeficientes de correlaciones de Pearson y sus valores de probabilidad en las relaciones entre BA, el logaritmo de la BA y VS, usando el conjunto de datos completo y separándolos por categoría de pendiente del terreno y altitud.

	Pendiente	Altitud	Conjunto de datos
BA	0.369	0.291	Completo
Log de BA	*** 0.374	*** 0.316	Completo
VS	*** 0.410	*** 0.694	Completo
Categorías de pendiente y altitud			
BA	0.193	0.247	Categoría 1 pendiente
Log de BA	-0.059	0.203	Categoría 1 pendiente
VS	0.142	NA	Categoría 1 pendiente
BA	-0.411	0.281	Categoría 2 pendiente
Log de BA	* -0.478	0.310	Categoría 2 pendiente
VS	0.111	NA	Categoría 2 pendiente
BA	*** 0.628	0.333	Categoría 3 pendiente
Log de BA	** 0.615	0.335	Categoría 3 pendiente
VS	0.028	NA	Categoría 3 pendiente

Continuación Cuadro 2...

	Pendiente	Altitud	Conjunto de datos
BA	0.300	-0.035	Categoría 4 pendiente
Log de BA	0.365	-0.012	Categoría 4 pendiente
VS	-0.223	NA	Categoría 4 pendiente
BA	** 0.660	-0.063	Categoría 1 altitud
Log de BA	* 0.447	-0.211	Categoría 1 altitud
VS	NA	0.122	Categoría 1 altitud
BA	0.271	0.096	Categoría 1 altitud
Log de BA	0.324	-0.015	Categoría 2 altitud
VS	NA	0.199	Categoría 2 altitud
BA	0.263	0.180	Categoría 2 altitud
Log de BA	0.272	0.222	Categoría 3 altitud
VS	NA	-0.004	Categoría 3 altitud
BA	0.062	* -0.404	Categoría 4 altitud
Log de BA	0.006	-0.360	Categoría 4 altitud
VS	NA	-0.043	Categoría 4 altitud

Los número dentro de las celdas corresponden al coeficiente de correlación de Pearson y los asterisco representan el valor probabilidad: \*= valor de  $p < 0.05$ , \*\*= valor de  $p < 0.005$ , \*\*\*= valor de  $p < 0.0005$ , NA= no aplica, VS= variable sintética. Categorías de pendiente: 1= 0–10%, 2= 11–20%, 3= 21–35% y 4= <35%.

### Modelos predictivos

Todos los modelos lineales evaluados mostraron un coeficientes de regresión estadísticamente significativo. El coeficiente de regresión de los modelos 1 al 19 para estimar la BA del sitio en función de la pendiente del terreno y la altitud (Cuadro 3) oscilaron entre 8.5% y 37.6%; los modelos 19 al 25 buscaron predecir la VS (Cuadro 3) el coeficiente de regresión fue entre 23.3 y 57.6; mientras que en los modelos 26 al 35, para estimar la BA del sitio en función de la VS, la pendiente del terreno y la altitud (Cuadro 3) la proporción de varianza explicada fue entre 9.2 y 54.6.

El modelo 1 tuvo mejor poder predictivo para predecir la BA del sitio pues relaciona el logaritmo de la BA con la pendiente del terreno, la altitud y la interacción entre pendiente del terreno y altitud, así como las categorías de pendientes del terreno (Cuadro 3). Considerando el AIC, los mejores modelos para obtener la BA del son los modelos del 1 al 7 ya que involucran el logaritmo de la BA (Cuadro 3). Los modelos 1, 2, y 3 (Cuadro 3) sugeridos por el AIC para realizar una estimación de la BA del sitio incluyen a la pendiente y la altitud como variables explicativas, pero los modelos 1 y 2 según el AIC (Cuadro 3) indican que la categoría pendiente del terreno tiene un peso importante. A pesar de que el modelo que considera la pendiente del terreno, la altitud y las categorías de pendiente del terreno obtuvo la  $r^2$  más elevada, el modelo con menor disyuntiva entre la bondad de ajuste del modelo y la complejidad del modelo fue el que estimaba el logaritmo de la BA del sitio en función de la pendiente y las categorías de pendiente del terreno fue el modelo 2 (Cuadro 3); esto sugiere que un modelo es mejor al incluir la altitud, pues mejoraría la  $r^2$  pero incrementaría su complejidad.

Los modelos usados para obtener la VS en función de la pendiente y/o altitud con menor AIC fueron el 17 y el 18 (Cuadro 3), los cuales además mostraron un mayor poder predictivo con una significancia estadística alta. Los modelos 17 y 18 (Cuadro 3), con menor AIC y mayor  $r^2$  involucran como variables independientes la altitud y las clases de pendiente del terreno y de altitud.

El AIC de los modelos 24 al 33 para determinar la BA del sitio con base en la VS, pendiente del terreno, altitud y categorías de pendiente del terreno y de altitud (Cuadro 3) muestran que el logaritmo de la BA del sitio puede ser predicho con menor compromiso entre la bondad de ajuste del modelo y la complejidad del modelo, al incluir la VS y las clase de pendiente del terreno (modelo 24 del Cuadro 3); por otro lado, los modelos 27, 28 y 30 fueron los que mostraron mayor complejidad y poder predictivo

de la BA del sitio (Cuadro 3). Usar una variable que ayude a sintetizar y pondere los valores de BA por especie obtuvo un mejor poder predictivo que usar la BA del sitio, pero el modelo para convertir esta variable sintética a BA en función de la pendiente y no es posible.

El modelo usando el conjunto de datos completo tuvo una pendiente positiva, mientras que los modelos para predecir la BA o el logaritmo de BA en función de la pendiente del terreno en las categorías de pendiente uno, dos y tres tuvieron pendientes negativas (Figura 2).

La búsqueda de una función lineal para predecir la BA de los sitios con el menor compromiso entre la bondad de ajuste del modelo y la complejidad del modelo provee información que es menos compleja y más fácil de entender e implementar en el proceso de elaboración de políticas públicas. Este tipo de sencillas relaciones también permiten que el proceso de evaluación de la política pública pueda realizarse más fácilmente. Los modelos que predijeron el logaritmo de la BA con menores AIC, involucrando en el modelo la pendiente del terreno, consideraron la existencia de clase de la pendiente del terreno que ayudan en la predicción.

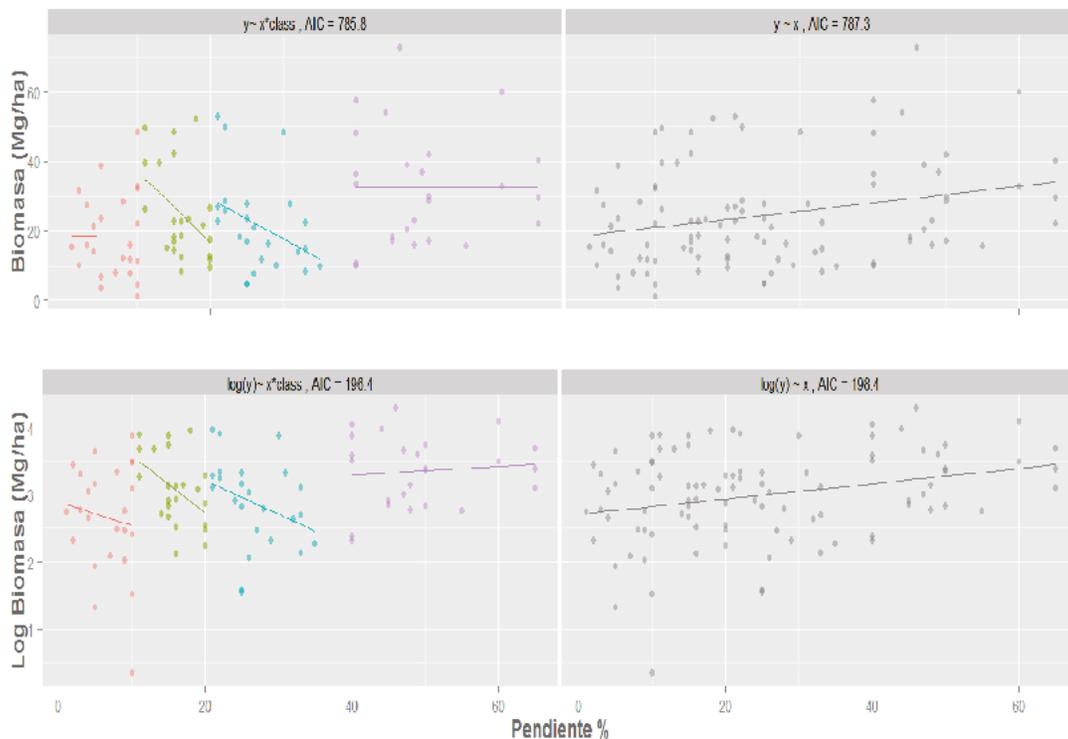
**Cuadro 3.** Coeficientes de correlaciones de Pearson y sus valores de probabilidad en las relaciones entre BA y VS, usando el conjunto de datos completo y separándolos por categoría de pendiente del terreno y altitud.

Id	Modelo	r <sup>2</sup>	AIC
<b>BA del sitio en función de pendiente y altitud</b>			
1	log(y) ~ x•class	0.269 ***	188.03
2	log(y) ~ x•z•class	0.376 ***	188.89
3	log(y) ~ x•z	0.196 ***	189.19
4	log(y) ~ x	0.140 ***	191.61
5	log(y) ~ x•z•class1	0.353 ***	192.28
6	log(y) ~ x•class1	0.353 **	192.28
7	log(y) ~ z	0.100 ***	195.96
8	log(y) ~ z•class1	0.195 ***	197.27
9	y ~ x•class	0.252 ***	778.75
10	y ~ x•z	0.181 ***	779.44
11	y ~ x	0.136 ***	780.50
12	y ~ x•z•class1	0.340 ***	782.67
13	y ~ x•z•class	0.336 ***	783.31
16	y ~ z•class1	0.210 ***	783.93
14	y ~ z•class	0.210 **	783.93
15	y ~ z	0.085 ***	786.04
<b>VS en función de pendiente y altitud</b>			
16	vs ~ x•class1	0.568 ***	244.08
17	vs ~ z•class1	0.576 ***	249.98
18	vs ~ x•z•class1	0.577 ***	249.98
19	vs ~ x•z•class	0.577 ***	249.98
20	vs ~ z•class	0.560 ***	253.71
21	vs ~ z	0.482 ***	257.35
22	vs ~ x	0.168 ***	302.81
23	vs ~ x•class	0.233 ***	307.06

Continuación Cuadro 3...

Id	Modelo	$r^2$	AIC
<b>BA en función de pendiente, altitud y VS</b>			
24	$\log(y) \sim vs \cdot x$	0.198 ***	188.88
25	$\log(y) \sim vs \cdot x \cdot z$	0.229 **	193.08
26	$\log(y) \sim vs$	0.098 **	196.10
27	$\log(y) \sim vs \cdot x \cdot z \cdot class$	0.511 **	197.41
28	$\log(y) \sim vs \cdot x \cdot z \cdot class1$	0.507 **	198.10
29	$y \sim vs \cdot x$	0.192 **	778.09
30	$y \sim vs \cdot x \cdot z \cdot class$	0.546 **	778.60
31	$y \sim vs \cdot x \cdot z$	0.222 **	782.39
32	$y \sim vs$	0.092 **	785.24
33	$y \sim vs \cdot x \cdot z \cdot class1$	0.498 **	788.32

Los números dentro de las celdas corresponden al coeficiente de correlación de Pearson y los asteriscos representan el valor probabilidad. \*= valor de  $p < 0.05$ , \*\*= valor de  $p < 0.005$ , \*\*\*= valor de  $p < 0.0005$ , vs= variable sintética, y= BA, x= pendiente del terreno, z =altitud, class= clases de pendiente del terreno, class1=c lases de altitud,  $\sim$ = función,  $\bullet$ = implementar el modelo de primer, segundo o tercer orden completo.



**Figura 2.** Gráficos de dispersión de la BA y logaritmo de la BA por pendiente del terreno. Los puntos de diferente color indican diferentes categorías de pendiente del terreno. Las líneas dentro del gráfico son líneas de tendencia de los modelos lineales ajustados a la nube de puntos.

Al evaluar las categorías de pendiente del terreno del modelo 2 Cuadro 1, se encontró que las categorías dos y tres tuvieron el poder predictivo estadísticamente significativo entre 22.8% y 49.8%. El mejor poder predictivo fue encontrado en el modelo que predice el logaritmo de la BA con una función lineal entre pendiente del terreno y altitud (Cuadro 4). La persistencia de este patrón podría

sugerir varias cosas, por una parte la existencia de un patrón que por causas biofísicas se presenta en condiciones naturales (Durán *et al.*, 2006) en diferentes tipos de suelo y sustrato geológico, pero que también puede ser moldeada por categorías de pendiente del terreno y de altitud (Williams–Linera y Lorea, 2009).

**Cuadro 4.** Coeficientes de correlaciones de Pearson y sus valores de probabilidad para predecir la BA y logaritmo de la BA en función de la pendiente del terreno y la altitud, así como su interacción, por categoría de pendiente del terreno.

Dependiente	Variables Independiente	Categoría de pendiente			
		1	2	3	4
BA	Pendiente	0.037	* 0.169	*** 0.395	0.09
	Altitud	0.061	0.079	0.111	0.001
	Pendiente y Altitud	0.219	0.308	* 0.517	0.097
Logaritmo de BA	Pendiente	0.003	* 0.228	* 0.378	0.133
	Altitud	0.041	0.096	0.112	0.0001
	Pendiente y Altitud	0.186	* 0.359	** 0.498	0.1367

Los número dentro de las celdas corresponden al coeficiente de correlación de Pearson y los asterisco representan el valor probabilidad, \*= valor de  $p < 0.05$ , \*\*= valor de  $p < 0.005$ , \*\*\*= valor de  $p < 0.0005$ .

En el contexto internacional cada vez es más frecuente la solicitud para abordar varios objetivos desde una visión integral, bajo un enfoque de paisaje (independientemente de las discusiones sobre la definición de paisaje), ya sea para abordar objetivos de mitigación y adaptación al cambio climático e integrarlos en el paisaje con actividades que buscan otros objetivos como la seguridad alimentaria, conservación o el desarrollo sustentable. Los resultados de este estudio en los terrenos de ejidos de la JIRA que han tenido actividad antrópica desde la época colonial involucra que la predicción de BA para algunas categorías de pendiente puede ser posible y para otras no, o inclusive tener una menor capacidad predictiva. Lo anterior da elementos que ayudan a diseccionar el terreno para involucrar la dimensión biofísica y social en la predicción de la BA.

## Conclusiones

El logaritmo de la BA para las selvas bajas caducifolias del Oeste del México en la región de Ayuquila puede ser precedida con un modelo lineal que explica el 37.6% de varianza, esta relación incluye la pendiente del terreno, la altitud y su interacción en las cuatro categorías de pendiente del terreno. No obstante el modelo que tiene menor compromiso entre su bondad de ajuste y complejidad explicó el 26.9% de la varianza de los datos colectados en campo.

Los rangos de pendiente en los que persistentemente es posible predecir la BA del sitio o el logaritmo de la BA del sitio fue en las pendientes entre 11% y 20% y entre 21% y 35%. El rango de pendiente del terreno en el que mejor es predicha la BA del terreno es entre 21% y 35%, considerando la pendiente del terreno y la altitud o solamente la pendiente del terreno. La existencia de estas relaciones sugiere que existen procesos biofísicos o antropogénicos que podrían estar determinando, diluyendo o eliminando estos patrones.

A pesar de obtener una mejor predicción del logaritmo de la BA empleando la variable sintética, el compromiso entre la complejidad del modelo a usar y la bondad de ajuste del modelo sugieren que otro modelo con menor complejidad debería ser usado; sin embargo, al hacer esto, el poder predictivo disminuye bastante, siendo menor que la del modelo que usa la pendiente del terreno y categorías de la pendiente, el cual es un modelo con menor disyuntiva entre la bondad de ajuste y complejidad del modelo.

Los resultados de este estudio ayudan por una parte a predecir la BA de los sitios y por otro lado aporta elementos para diseccionar el terreno y obtener mejores estimaciones de la BA.

## Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo dentro de las actividades relacionadas con tres proyectos: “Addressing forest degradation in Mexico through REDD+”, financiado por Climate Works; “Estudio para determinar el estado de degradación y potencial de restauración en ecosistemas forestales bajo manejo de la Cuenca Baja Del Río Ayuquila” financiado por la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, con apoyo de CONAFOR y la Agence Française de Développement (AFD); y “Linking local action with international climate agreements in the dry tropical forests of Mexico”, financiado por The Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO) – Science for Global Development (WOTRO).

## Bibliografía

- Balvanera P., E. J. Lott, G. Segura, C. Siebe, A. Islas. 2002. Patterns of  $\beta$ -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13:145–158.
- Bullock S. H., H. A. Mooney, E. Medina. 1995. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 450 pp.
- Burnham K. P., D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach*. Segunda edición. Springer-Verlag. Nueva York, USA. 488 pp.
- Ceballos G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel, R. Dirzo. 2010. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica. 594 pp.
- Dirzo R., H. S. Young, H. Mooney, G. Ceballos. 2011. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press. 392 pp.
- Durán E., J. A. Meave, E. J. Lott, G. Segura. 2006. Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a Mexican tropical deciduous forest. *Boletín de La Sociedad Botánica de México* 79:43–60.
- Gauch H. G. Jr. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press. 298 pp.
- Jaramillo V. J., A. Martínez-Yrizar, R. L. Jr. Sanford. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of primary and secondary tropical dry forests. En: Dirzo R., H. S. Young, H. Mooney, G. Ceballos. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press. pp 109–128.
- Jardel E., M. Skutsch, R. Martínez, J. Morfin, T. T. Allende, E. Vega, L. Morales, A. Ghilardi. 2012. Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo, escenario de referencia de carbono y diseño preliminar del mecanismo de Monitoreo, Reporte y Verificación en los diez municipios de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, Jalisco. Informe Final. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 63 pp.
- Lott E. J., S. H. Bullock, J. A. Solis-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19:228–235.
- Matteucci S., A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA, Washington. 168 pp.
- Miranda F., E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29–179.
- Murphy P. G., A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67–88.
- Picard N., L. Saint-André, M. Henry. 2012. *Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction*. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome, and Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Montpellier. 215 pp.
- R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Roa-Fuentes L. L., J. Campo, V. Parra-Tabla. 2012. Plant biomass allocation across a precipitation gradient: an approach to seasonally dry tropical forest at Yucatán, Mexico. *Ecosystems* 15:1234–1244.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. Primera edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Trejo I. 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano. En: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel, R. Dirzo. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica. pp 41–51.

- UNFCCC. 2010. Decisión FCCC/CP/2009/11/Add.1:4/CP.15. Methodological guidance for activities relating to reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forest and enhancement of forest carbon stocks in developing countries. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany. pp 11–12.
- UN-REDD. 2010. The UN-REDD programme strategy 2011–2015. Food and Agriculture Organization of the United Nations, United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme. 30 pp.
- Wickham H. 2011. The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software* 40:1–29.
- Williams-Linera G., F. Lorea. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18:3269–3293.

## 1.8 Aporte de carbono orgánico al suelo por cuatro especies tropicales en la huerta Jalisco

González-Molina Lucila<sup>1</sup>; Acosta-Mireles Miguel<sup>1</sup> y Carrillo-Anzures Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Carretera Los Reyes-Texcoco, km 13.5, CP 56250, Coatlínchán, Estado de México. Autor para correspondencia: gonzalez.lucila@inifap.gob.mx

### Resumen

Los bosques en sus primeras etapas de crecimiento son importantes en el proceso de captura de CO<sub>2</sub> atmosférico, en particular las especies de rápido crecimiento. El presente estudio se realizó en cuatro especies tropicales arbóreas establecidas en una plantación de 15 años de edad: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.), ubicadas en el Campo experimental “La costa de Jalisco” del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), en el municipio de la Huerta, Jalisco. El objetivo fue estimar la cantidad de carbono (C) aportado al suelo por especie bajo dos sistemas: 1) con manejo de malezas, hierbas y arbustos y 2) sin manejo de estas. Los residuos vegetales (RV) aportados al suelo por las especies arbóreas se midieron en seis sitios de muestreo en las raíces, hojarasca, hierbas y arbustos. También se determinó el carbono orgánico del suelo (COS) en cada plantación. Los resultados indicaron que en las plantaciones sin manejo, la cantidad de C aportada al suelo (Mg ha<sup>-1</sup>) fue mayor entre 6.3 y 9.3 en comparación al sistema con manejo entre 3.7 y 6.6. La especie Parota y Rosa Morada sin manejo presentaron mayor aporte de C y con mayor contenido de COS, 9.3 y 70 y 6.3 y 64 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

**Palabras clave:** almacenes de carbono, cambio climático, plantaciones.

### Abstract

In their first stages of growth, forests are important in the process of atmospheric CO<sub>2</sub> sequester, particularly forests of fast-growing species. This study was conducted with four tropical tree species in a 15-year-old plantation: Rosa Morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teak (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) and Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). The plantation is located in the experimental station “La Costa de Jalisco” of the Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Municipality La Huerta, Jalisco. The objective of the study was to estimate the amount of carbon (C) the species contribute to the soil under two systems: 1) management of weeds, herbaceous plants and bushes and 2) no management. The residues (PR) contributed to the soil by tree species were measured at six sampling sites, where roots, litter, herbaceous plants and bushes were taken into account. The soil organic carbon (SOC) was also determined in each plantation. The results indicated that in the plantations with no management the amount of C contributed to the soil (Mg ha<sup>-1</sup>) was greater, between 7.3 and 9.3, compared with the system with management, between 3.7 and 6.6. The species parota and rosa morada without management contributed the most C and SOC: 93 and 70, and 6.3 and 64 Mg ha<sup>-1</sup>, respectively.

Key words: carbon stores, climate change, plantations.

### Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) es el almacén de mayor tamaño en los ecosistemas terrestres con 2100 Pg (1 Pentagramo= 1015 g) (Batjes, 1996). En particular los suelos tropicales representan el 30%

del almacén global del carbono (C) con 384-506 Pg en 1 m de profundidad del suelo (Batjes, 1996, Eswaran *et al.*, 1993). Estos suelos con cobertura forestal almacenan 206 Pg (Eswaran *et al.*, 1993). En consecuencia, el COS puede ser un almacén o una fuente de CO<sub>2</sub> atmosférico, dependiendo del uso del suelo y manejo de los recursos suelo, agua y vegetación (Lal, 2009).

En México los bosques tropicales pueden ser caducifolios (64%) o perenes (36%) (Masera *et al.*, 1997), siendo los primeros los más perturbados por las actividades humanas, se estima que estos anualmente cambian a uso agrícola, pastos y otros usos en 1.4%–1.9% (Trejo y Dirzo, 2000). De acuerdo con Jaramillo *et al.*, (2003), los bosques caducifolios y perenes pueden almacenar C y tienen un potencial de emisión de CO<sub>2</sub> de 2.3 y 2.4 Pg C y 708 y 569Tg C, respectivamente.

El presente estudio se realizó en cuatro especies tropicales arbóreas establecidas en una plantación de 15 años de edad: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.), ubicadas en el Campo experimental “La costa de Jalisco” del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), en el municipio de la Huerta, Jalisco, con el objetivo de estimar la cantidad de carbono (C) aportado al suelo por especie bajo los sistemas: a) con manejo de malezas, hierbas y arbustos y b) sin manejo de estas.

## Materiales y métodos

### Características sitio de estudio

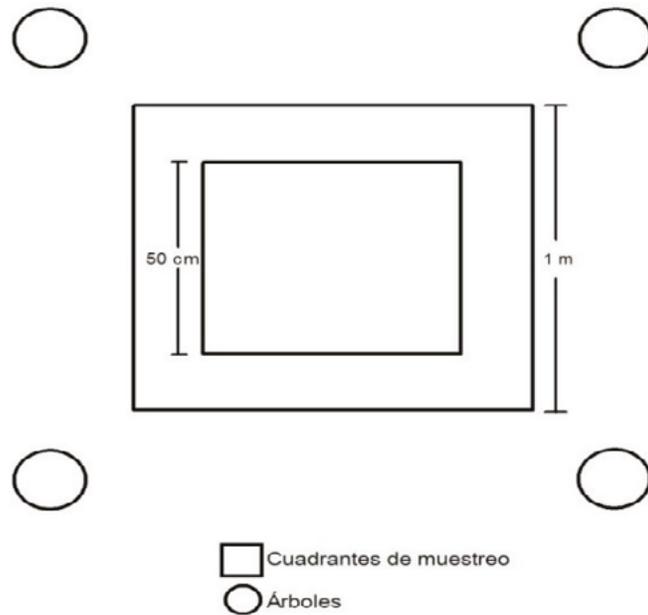
El sitio de estudio se ubica en el campo experimental “Costa de Jalisco” del INIFAP, entre los municipios de la Huerta y Casimiro Castillo en los 19°31’15” latitud Norte y 104°32’00” longitud Oeste, a una altitud de 298 m s.n.m. En este sitio el clima es AW<sub>2</sub>(w) cálido subhúmedo con lluvias en verano, según la clasificación Köppen modificado por García. La temperatura media anual es de 23°C y la precipitación media anual es de 1285 mm. La vegetación que predomina, corresponde a la de bosque tropical subdeciduo (Rzedowski y McVaugh, 1966). El suelo es feozem háplico, con pH de 6.7.

### Especies de estudio

Las especies forestales en estudio fueron cuatro de las seis especies presentes en este tipo de vegetación debido a su mayor supervivencia: Rosa morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). Dichas especies se establecieron en parcelas experimentales de 2 ha en el año de 1994 en el sistema de plantación marco real. Este sistema consistió en plantar los árboles en una separación de 4 x 4 m, en total hubo 288 árboles por parcela. Para el estudio de las especies forestales se evaluaron parcelas con manejo y sin manejo de malezas, hierbas y arbustos. En el primero se establecieron tres especies: Rosa morada, Teca y Melina y en el segundo se evaluaron Rosa morada y Parota. El control de las herbáceas y arbustos se realizó en forma mecánica y mediante rastreos.

### Aporte de carbono orgánico de residuos aéreos y subterráneo.

En el sistema forestal sin manejo, el carbono aportado por los RVs fue medido en la biomasa de arbustos, hierbas, hojarasca y raíces, y en el caso del sistema forestal con manejo fue solo medido en raíces. Para el muestreo de la biomasa se usó la metodología de Márquez (1997), consistente en delimitar seis sitios de muestreo en forma aleatoria por parcela experimental. La dimensión de estos sitios fue de 1 m de largo por 1 m de ancho y se consideró que tuviera condiciones homogéneas y la presencia de cuatro árboles de la misma especie.



**Figura 1.** Muestreo de hierbas-arbustos y hojarasca.

El material vegetal de arbustos y hierbas que quedó dentro del cuadro, se cortó a nivel de suelo, se colocó en una bolsa de manta, se secó en una estufa a 75 °C durante 48 hr y se pesó. Para obtener el aporte de carbono, los datos de peso seco de la biomasa se multiplicaron por una concentración de carbono de 50%, con base en las mediciones de Figueroa-Navarro (2005).

La hojarasca se colectó sólo en el área de un cuadro de 50 x 50 cm (0.25 m<sup>2</sup>). Las raíces fueron removidas de las muestras de suelo en forma manual al pasar la muestra en tamices de diferente apertura. Ambos materiales vegetales se secaron, pesaron y se tomaron submuestras para determinar el porcentaje de carbono.

Las muestras de suelo se obtuvieron en año 2009, en los mismos sitios de muestreo, en los incrementos de profundidad: 0-15 y de 15-30 cm, con ayuda de una barrena de 8 cm de diámetro. Cada muestra de suelo se colocó en bolsas de plástico y se secaron a una temperatura de 60 °C por 48 horas, después se molieron y manualmente se removieron las raíces, piedras y otros materiales. Una vez libre de estos materiales se tomó una submuestra de aproximadamente 0.15 g para la determinación de carbono. El carbono se determinó mediante un analizador automático de carbono total. Para el cálculo de COS (Mgha<sup>-1</sup>) se obtuvo la densidad aparente (Da) mediante el método del cilindro y fue la relación entre el peso del suelo seco y el volumen del suelo. El peso de suelo seco, fue el suelo mineral más el humificado, sin considerar el peso de los residuos vegetales (RVs) y piedras. El volumen del suelo, se calculó al descontar del volumen total, el volumen de RVs y piedras. El cálculo del COS se efectuó usando el enfoque de Ellert y Bettany (1995).

### *Análisis estadístico*

Se obtuvo el promedio y desviación estándar de los valores de COS en las profundidades 0-5, 5-15 y 15-30 cm para describirlos.

## **Resultados y discusión**

En el Cuadro 1, se muestra el COS en las profundidades 0-15 y 15-30 cm y el acumulado en los 0-30 cm en las cuatro especies arbóreas. La especie Parota fue la de mayor contenido, seguida de Rosa

morada ambas sin manejo de malezas. Se encontró que del COS medido en el incremento de profundidad 0-30cm de un 53 a 60% se almacenó en los primeros 15 cm.

**Cuadro 1.** Carbono orgánico de suelo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) medido en cinco especies forestales, en las profundidades de suelo 0-15, 15-30 y 0-30 cm.

COS (cm)/Sistema	Con manejo						Sin manejo			
	Melina		Teca		Rosa morada		Parota		Rosa morada	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
	----- $\text{Mg ha}^{-1}$ -----									
COS <sub>0-15</sub>	33	8	30	7	27	14	42	6	35	12
COS <sub>15-30</sub>	16	4	25	5	24	11	32	7	29	9
COS <sub>0-30</sub>	50	10	56	11	51	22	73	11	64	20

DE=Desviación estándar.

Las plantaciones sin manejo tuvieron más cantidad de carbono aportado por la hojarasca, entre 3.5 y 6.4. La cantidad de RV total en este sistema, también fue superior excepto en la especie Melina, resultado del aporte del C de las hierbas y arbustos. En el caso de la especie Rosa morada sin manejo aportó casi 17% más de hojarasca que la misma especie con manejo. García-Oliva *et al.*, (2006), reportan para un bosque tropical caducifolio una producción de C por la hojarasca de  $2.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . En la literatura internacional en Brasil en un bosque tropical semicaducifolio, Morellato (1992) reporta una producción de hojarasca anual de 8.6 cercana a la obtenida por la especie Parota. Las diferencias en producción de hojarasca van a depender de la productividad del ecosistema que se da de acuerdo con la temperatura ambiental y cantidad de precipitación anual (Aber *et al.*, 1991), de la estacionalidad de la lluvia, más que la cantidad de lluvia anual y de la capacidad del suelo para conservar el agua (Galicia *et al.*, 1999).

Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.) sin manejo es la de mayor cantidad de C al sumar el C aportado al suelo y el COS con  $91 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono total en la plantación, mientras que Teca (*Tectona grandis* L.), bajo manejo es la especie con menor capacidad de contener carbono, con  $63 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono total. En el caso de Parota que es una leguminosa, el mayor contenido de C encontrado es tanto en el suelo como en lo aportado por la biomasa puede ser debido las relaciones simbióticas que mantiene con microorganismos del suelo que les permiten fijar nitrógeno en sus raíces y en consecuencia aumenta su tasa fotosintética permitiendo una mayor acumulación de carbono en sus órganos (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Aporte de carbono de residuos vegetales al suelo de especies.

Componente/Sistema	Con manejo			Sin manejo	
	Melina	Teca	Rosa morada	Parota	Rosa morada
	----- $\text{Mg ha}^{-1}$ -----				
Hojarasca	5.8	3.1	2.9	6.4	3.5
Hierbas y arbustos	0.0	0.0	0.0	2.1	1.9
Raíces	2.0	2.1	2.0	2.1	2.4
40% raíces	0.8	0.9	0.8	0.9	0.9
RV total	6.6	3.9	3.7	9.3	6.3



## Conclusiones

Se identificó que el sistema sin manejo bajo plantaciones forestales tropicales aportó mayor cantidad de C al suelo. La especie Parota, que es una leguminosa, aporta la mayor cantidad de C al suelo y produce mayor cantidad de hojarasca, seguida de la especie Melina con manejo. La información de las cantidades de aporte de C aéreo y subterráneo en estos ecosistemas forestales es importante para entender su participación en el ciclo del carbono debido a que es escasa la información de este elemento por especie y también debido a que han sido sometidos a altas tasas de deforestación.

## Bibliografía

- Aber J. D., J. M. Melillo. 1991. *Terrestrial Ecosystem*, Saunders Collage Publ., Philadelphia, USA.
- Batjes N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Ellert B. H., J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting on management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75:529-53.
- Eswaran H., E. Van Den Berg, P. Reich. 1993. Organic carbon soils of the world. *Soil Science Society America Journal* 57:192-194.
- Figueroa-Navarro C. M., J. D. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Martínez, M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra norte de Oaxaca. *Terra Latinoamericana* 23:57-64.
- Galicia L., J. López-Blanco, A. E. Zarco-Arista, V. Filips, F. García-Oliva. 1999. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena*. 36:153-164.
- García-Oliva F., G. Hernández, J. F. Gallardo Lancho. 2006. Comparison of ecosystems C pools in three forests in Spain. *Annales Forest Science* 63:519-523.
- Jaramillo V. J., J. Boone Kauffman, L. R. Rentería, D. L. Cummings, L. J. Ellingson. 2003. Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes *Ecosystems* 6:609-629.
- Lal R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60:158-169.
- Masera O., M. J. Ordóñez, R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Márquez L. 1997. Validación de campo de los métodos del instituto Winrock para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo para cuantificar carbono en sistemas agroforestales. Guatemala. Universidad del Valle de Guatemala. 45 pp.
- Morellato P. C. 1992. Nutrient Cycling in Two South-East Brazilian Forests. I Litterfall and Litter Standing Crop L. *Journal of Tropical Ecology* 8:205-215.
- Rzedowski D., R. McVaugh. 1966. *La Vegetación de la Nueva Galicia*. University of Michigan Herbarium. Detroit, Michigan, Estados Unidos de Norte América. 123 pp.
- Trejo I., R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-42.

## 1.9 Contenido de carbono en dos masas forestales con diferente historial de uso

Buendía-Rodríguez Enrique<sup>1</sup>; Treviño-Garza Eduardo J.<sup>2</sup>; Aguirre-Calderón Oscar A.<sup>2</sup>; Alanís-Rodríguez Eduardo<sup>2</sup> y Acosta-Mireles Miguel<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Carretera Nacional km 145, Apartado Postal 41, CP 67700, Linares, Nuevo León, México. Autor para correspondencia: eduardo.trevinogr@uanl.edu.mx

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Carretera Nacional km 145, Apartado Postal 41, CP 67700, Linares, Nuevo León, México.

<sup>3</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Valle de México, km13.5 de la Carretera los Reyes-Texcoco, Apartado Postal 10, CP 56250, Coatlínchán, Texcoco, Estado de México, México.

### Resumen

Se comparó el contenido de carbono en dos ecosistemas forestales. El primero de ellos se encuentra en un Área Natural Protegida (ANP) y el otro está en una zona productiva bajo manejo forestal (ABMF). En cada uno de ellos se estableció una parcela cuadradas de 100 x 100 m (1 ha), en donde se registraron los árboles mayores de 10 cm de diámetro normal ( $d_{1.3}$ ), la especie, el diámetro y la altura total (h). Con esta información se calculó el diámetro y la altura promedio. El contenido de carbono (CC) se estimó utilizando ecuaciones alométricas generadas por diferentes autores. El ABMF presentó una población de 369 individuos  $ha^{-1}$  pertenecientes a seis especies: *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *Quercus rugosa*, *Cupressus lindleyi*, *Garrya laurifolia* y *Prunus serotina*. *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. fue la más importante, con valores promedio de diámetro de  $29.60 \pm 17.25$  cm y  $22.12 \pm 10.38$  m de altura, 315 individuos  $ha^{-1}$  y  $98.72$  t  $ha^{-1}$  de carbono. La reserva de carbono para el ANP fue de  $59.92$  t  $ha^{-1}$ , correspondiente a 133 individuos de *Pinus hartwegii* Lindl. con  $43.83 \pm 17.51$  cm de diámetro y  $21.44 \pm 8.41$  m de altura. Se concluye que el contenido de carbono en el ABMF se distribuye en los individuos en todas las clases de diámetro, incluidos los árboles jóvenes, maduros y sobremaduros, contrastando con el ANP en el que se encontró que el carbono almacenado se concentra en los individuos sobremaduros con diámetros grandes.

**Palabras clave:** manejo forestal, análisis estructural, servicios ambientales, almacenes de carbono.

### Abstract

The carbon stock in two forest ecosystems in the central region of Mexico was compared. The first one is located in a Natural Protected Area (NPA) with no timber harvesting since 1948 and the other one is in a productive area under forest management. In each one was established a square plot of one hectare, for all the trees greater than 10 cm in diameter was registered the name of the species, diameter ( $d_{1.3}$ ) and total height (h). With this information was estimated the average diameter and height. The carbon stock was calculated using allometric equations generated by different authors. The ecosystem carbon stock was greater in the area under forest management reaching values  $101.38$  t  $ha^{-1}$ , corresponding to 369 individuals from six species: *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *Quercus rugosa*, *Cupressus lindleyi*, *Garrya laurifolia* and *Prunus serotina*, in which *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham. was the most important with average values in diameter of  $29.60 \pm 17.25$  cm and  $22.12 \pm 10.38$  m height., 315 individuals  $ha^{-1}$  and  $98.72$  t  $ha^{-1}$  of carbon stock. The carbon stock for the NPA was  $59.92$  t  $ha^{-1}$ , corresponding to 133 individuals of *Pinus hartwegii* Lindl. with  $43.83 \pm 17.51$  cm of diameter and  $21.44 \pm 8.41$  height. It is concluded that the carbon content in the area under management is distributed in individuals with all diameter classes, including young, mature and overmature trees, contrasting with the NPA on where carbon is found in individuals with large diameters most overmature.

**Key words:** forest management, structural analysis, environmental services, carbon stock.

## Introducción

En los últimos años se consideran a los ecosistemas no solo como productores de bienes materiales que se aprovechan como insumos o alimentos. Su función dentro del ciclo hidrológico y del carbono adquiere mayor relevancia considerando que su alteración provoca efectos en el ambiente local y global. Los ecosistemas acumulan como parte de sus procesos naturales carbono en su biomasa, su capacidad de fijación varía en función de la composición florística, así como a la edad y densidad de población. Uno de los mecanismos generados para la conservación de los ecosistemas es el establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP), con la intención primordial de conservar la biodiversidad, presentan esquemas de manejo basados en una política de no intervenir en ellas de ninguna manera. En contraparte las áreas forestales en producción maderable utilizando esquemas de manejo forestal sustentable están sometidas a intervenciones reguladas para cosechar la madera de los árboles de diámetros mayores correspondiendo a árboles maduros y sobremaduros que han alcanzado su nivel máximo de crecimiento. El abrir el espacio del dosel permite la entrada de luz que beneficia a los renuevos y a los árboles de diámetros menores estimulando su crecimiento. Es importante que se evalúen estas áreas como reservorios de carbono, para tratar de incluirlos en los esquemas de apoyo que fomentan su conservación como mecanismos para reducir las emisiones de gases efecto invernadero por deforestación y degradación de los bosques (REDD).

Una apropiada caracterización de los ecosistemas forestales genera información básica del recurso y establece las bases para una adecuada toma de decisiones, ya que un bosque bajo manejo genera una masa arbolada que mejora los servicios ambientales que provee, ya que mantiene un flujo constante de recursos bióticos a diferencia de un bosque sin aprovechamiento maderable que tiende a estabilizarse en el crecimiento (Aguirre *et al.*, 2003; Bannister y Donoso, 2013; Jiménez *et al.*, 2001; Wehenkel *et al.*, 2011).

A nivel mundial existe basta literatura para evaluar el contenido de carbono ya sea a nivel individuo (Acosta *et al.*, 2011; Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2012; Avendaño *et al.*, 2009; Carrillo *et al.*, 2014; Díaz-Franco *et al.*, 2007) o a nivel regional (Becerril-Piña *et al.*, 2014), o incluso se ha estimado a través de metodologías como la percepción remota (Cartus *et al.*, 2014; Cortés *et al.*, 2014; Neigh *et al.*, 2013; Thurner *et al.*, 2014). Sin embargo existen escasos estudios del comportamiento del contenido de carbono en ecosistemas con diferente régimen de manejo forestal, o en su defecto el manejo de conservación, como el que se desarrolla en las ANP (No tocar). Actualmente, no se sabe cuál es la situación de esas zonas que fueron excluidas del manejo forestal para incluirlas en una ANP, o si ha sido exitoso, con el supuesto de una mejor conservación de los recursos bióticos.

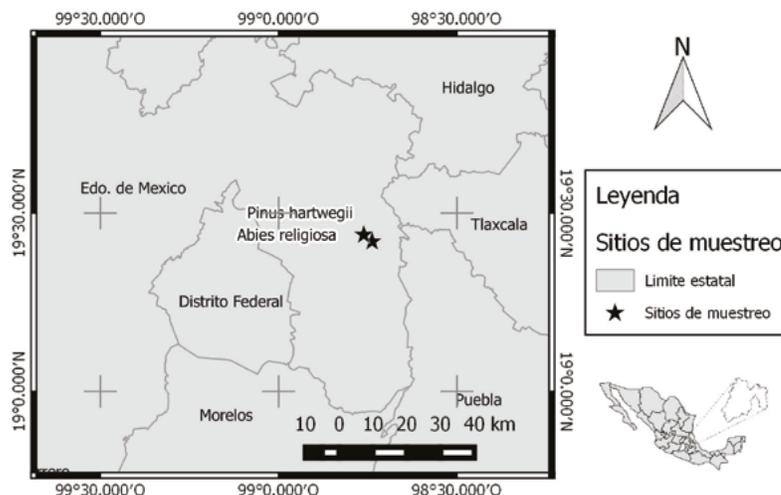
Por tal motivo, el objetivo de este estudio fue comparar el contenido de carbono en dos masas forestales con diferente historial de uso, la primera dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapán declarada desde 1948 como ANP y la segunda en un predio bajo manejo forestal (ABMF) utilizando el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y ha sido aprovechado a partir de que se levantó la veda en el Estado de México en 1969.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

La zona de estudio se localiza en la parte central de la República Mexicana (Figura 1). Tiene un clima templado húmedo con lluvias en verano (C(w0)(w)b(I')g), precipitación media anual de 650 mm, temperatura media anual de 15.8 °C (García, 1981) y suelo Cambisol Eutricto (INIFAP y CONABIO, 1995). Se seleccionaron dos tipos de bosque (*Pinus hartwegii* Lindl. (ANP) y *Abies religiosa* (H. B. K.)

Schl. *et* Cham. (ABMF)), los cuales se encuentran entre las coordenadas siguientes: 19°25' y 19°28' de latitud Norte y 98°40' y 98°46' de longitud Oeste, Datum WGS 84.



**Figura 1.** Mapa de localización del área de estudio.

En las dos áreas de investigación se estableció una parcela de muestreo de 1 ha de forma cuadrada de 100 x 100 m, los cuales se subdividieron en nueve subsitios de 33.33 x 33.33 m (1110 m<sup>2</sup>). En los subsitios se tomó información dendrométrica de todo el arbolado mayor a 10 cm de diámetro normal, efectuándose mediciones de diámetro normal ( $d_{1.30}$ ) y altura total (h).

Esta información fue procesada para calcular el contenido de carbono (CC) por hectárea para cada especie y sitio. La estimación se realizó utilizando las ecuaciones alométricas que se enlistan en el Cuadro 1.

**Cuadro 1.** Ecuaciones alométricas usadas para el cálculo de contenido de carbono por especie.

Especie	Fórmula	Autor
<i>Pinus hartwegii</i>	$cc = 0.0309 * d^{2.4722}$	Jiménez (2010)
<i>Abies religiosa</i>	$cc = 0.0332 * d^{2.5104}$	Avendaño <i>et al.</i> , (2009)
<i>Quercus rugosa</i>	$cc = 0.0192 * d^{2.7569}$	Tomas (2013)
<i>Cupressus lindleyi</i>	$cc = 0.2637 * d^{1.7698}$	Vigil (2010)
Otras latifoliadas	$cc = 0.5310 * d$	PROBOSQUE (1990)

Donde  $cc$  = contenido de carbono y  $d$  = diámetro normal

Para detectar si existen diferencias significativas en el contenido de carbono para los dos tipos de masas forestales estudiadas se aplicó un análisis de varianza de un factor (ANOVA). En caso de encontrar diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) se procedió con la comparación múltiple de medias mediante la prueba de Tukey (Zar, 2010). Los análisis fueron realizados con el paquete estadístico SPSS® ver. 19.0.

## Resultados

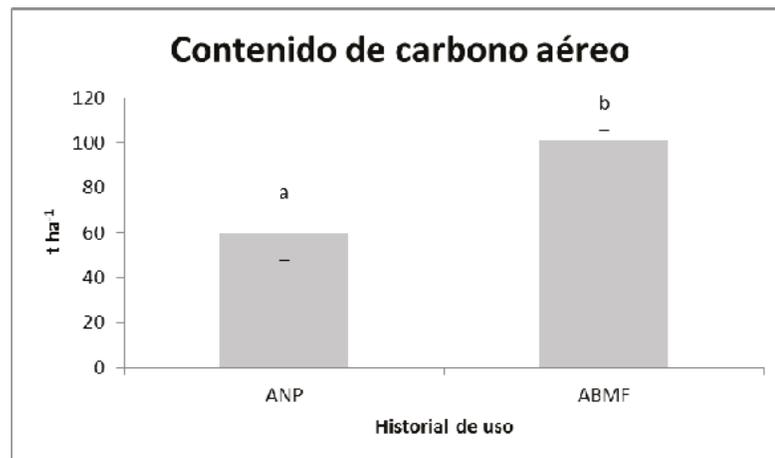
Se registraron cinco familias, seis géneros y siete especies arbóreas (Cuadro 2). Las familias más importantes por su presencia son la Pinaceae con dos especies: *Abies religiosa* y *Pinus hartwegii*; la Fagaceae con una especie: *Quercus rugosa*. Las restantes especies pertenecen a una familia cada una.

De estas especies, cuatro son de importancia comercial (maderable): *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y en menor medida *Quercus rugosa* y *Cupressus lindleyi*. Las especies que no tienen importancia económica (maderable) son *Garrya laurifolia* y *Prunus serotina*.

**Cuadro 2.** Contenido de carbono y riqueza específica de las especies de las tres áreas de muestreo.

Especie	Familia	Contenido de carbono (t ha <sup>-1</sup> )	Densidad (N ha <sup>-1</sup> )
<b>Área Natural Protegida (ANP)</b>			
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	Pinaceae	59.92	133
<b>Subtotal</b>		<b>59.92</b>	<b>133</b>
<b>Área Bajo Manejo Forestal (ABMF)</b>			
<i>Abies religiosa</i> (H. B. K.) Schl. et Cham.	Pinaceae	98.72	315
<i>Garrya laurifolia</i> Hartw. ex Benth.	Garryaceae	0.00	36
<i>Quercus rugosa</i> Née.	Fagaceae	0.84	10
<i>Cupressus lindleyi</i> Klotzsch ex Endl.	Cupressaceae	1.58	4
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Rosaceae	0.00	3
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	Pinaceae	0.24	1
<b>Subtotal</b>		<b>101.38</b>	<b>369</b>

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en el contenido de carbono almacenado en estos dos bosques. La ABMF presenta la mayor cantidad de carbono capturado ( $101.38 \pm 4.33$  t ha<sup>-1</sup>) y el bosque de ANP ( $59.92 \pm 12.31$  t ha<sup>-1</sup>) (Figura 2).



**Figura 2.** Media y Error estándar de contenido de carbono aéreo (t ha<sup>-1</sup>) para ANP= área natural protegida y ABMF= área bajo manejo forestal. Medias seguidas de diferentes letras (a, b) indican niveles diferentes de significancia para  $p < 0.05$ .

El ANP es un bosque monoespecífico (*Pinus hartwegii*), que tiene una densidad de 133 y cuenta con valores de contenido de carbono de  $59.92$  t ha<sup>-1</sup>; en el área de estudio, se encuentran árboles con altura promedio de 21.44 m y diámetros promedios de 43.83 cm. A diferencia, las masas del ABMF tienen alta densidad de *Abies religiosa* ( $315$  N ha<sup>-1</sup>), es la especie dominante y cuenta con valores de contenido de carbono de  $98.72$  t ha<sup>-1</sup>, en el área de estudio se observa individuos con diámetros promedios de 31.71 cm y altura promedio de 24.22 m, lo que refleja una elevada densidad.

## Discusión

Comparando los resultados obtenidos con estudios en donde se considera el contenido de carbono de ecosistemas forestales se reportan valores de  $110 \text{ t ha}^{-1}$  en un bosque mixto de Pino-Encino localizado dentro Reserva de la biosfera El Cielo, Tamaulipas (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2009) similares a los obtenidos en el bosque mixto que se presenta en el ABMF con un valor  $101.38 \text{ t ha}^{-1}$ , son considerablemente si se compara con el bosque de Pino localizado dentro del ANP estudiada que llegaron a  $59.92 \text{ t ha}^{-1}$ , estos últimos coinciden con a los encontrados por Galeana-Pizaña *et al.*, (2013) en un bosque localizado en el Valle de México en un área de suelos de conservación que fueron de 44 a  $57.6 \text{ t ha}^{-1}$ , y el contenido de carbono los registrados por Razo-Zárate *et al.*, (2013) que reportaron  $62.6 \text{ t ha}^{-1}$  para bosques conservados.

## Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos se establece que existen diferencias significativas en el contenido de carbono almacenado en estos dos bosques. La ABMF presenta la mayor cantidad de carbono capturado ( $101.38 \pm 4.33 \text{ t ha}^{-1}$ ) que el bosque de ANP ( $59.92 \pm 12.31 \text{ t ha}^{-1}$ ). La masa bajo manejo fue la que presentó los valores más altos en contenido de carbono en un bosque que tiende a ser un bosque regular debido al aprovechamiento mediante el MMODI, mantener rodales de un amplio rango de edades y variedad de estructuras, o conseguir estas condiciones estructurales de los rodales futuros a través del manejo forestal, tendrá efectos positivos en los almacenes de carbono. Ya que se incorporan nuevos individuos al bosque que paulatinamente almacenarán carbono (ABMF)

En contraparte el bosque de ANP es un bosque irregular producto de que no se ha aplicado ningún tipo de manejo desde 1948, básicamente por encontrarse sobre la línea de los 3000 m s.n.m., en el que está vedado el aprovechamiento, esto provoca que los individuos presenten un dosel cerrado que reduce la entrada de la luz, y la incorporación de nuevos individuos a la masa es escaso.

Los servicios ambientales proporcionados por los bosques de clima templado-frío que se desarrollan en la región central del Eje Neovolcánico Mexicano son importantes, considerando en particular sus altos valores de carbono capturado por lo que contribuyen al amortiguamiento del cambio climático.

## Bibliografía

- Acosta M. 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.
- Aguirre-Calderón O. A., J. Jiménez-Pérez. 2012. Valuación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2:73-84.
- Aguirre O., G. Hui, K. Gadow, J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183:137-145
- Avendaño H. D. M., M. Acosta, F. Carrillo, J. D. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnia Mexicana* 32:233-238.
- Bannister J. R., P. J. Donoso. 2013. Forest Typification to Characterize the Structure and Composition of Old-growth Evergreen Forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests* 4:1087-1105.
- Becerril-Piña R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado, N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema Semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1:9-18.
- Carrillo A., M. Acosta, E. Flores, J. E. Juárez, E. Bonilla P. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5:779-793.
- Cartus O., J. Kellndorfer, W. Walker, C. Franco, J. Bishop, L. Santos, J. M. M. Fuentes. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbón stock in México. *Remote Sensing* 6:5559-5588.
- Cortés L., J. Hernández, D. Valencia, P. Corvalán. 2014. Estimation of Above-Ground Forest Biomass Using Landsat ETM+, Aster GSEM and Lidar. *Forest Research* 3:1-7.



- Díaz-Franco R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala y J. D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. Rev. Madera y Bosques 13:25-34.
- Galeana-Pizaña J. M., J. A. B. Ordóñez-Díaz, N. Corona-Romero. 2013. Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México. Madera y Bosques 19:53-69.
- García E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios, México, D. F. 286 pp.
- INIFAP y CONABIO. 1995. Mapa de Edafología. Escalas 1:250,000 y 1:1'000,000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Jiménez P., J. O. Aguirre, H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales 10:355-366.
- Jiménez C. 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 de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo – División de Ciencias Forestales, Chapingo, Estado de México. 55 pp.
- Neigh C. S. R., R. Nelson, K. J. Ranson, H. A. Margolis, P. M. Montesano, G. Sun, V. Kharuk, E. Næsset, M. A. Wulder, H. E. Andersen. 2013. Takin stock of circumboreal forest carbon with ground measurements, airborne and spaceborne LIDAR. Remote Sensing of Enviroment 137:274-287.
- PROBOSQUE. 1990. Segundo estudio dasonómico del Estado de México (SEDEMEX). Protectora de Bosques, Toluca, Estado de México. 334 pp.
- Razo-Zárate R., A. J. Gordillo-Martínez, R. Rodríguez-Laguna. 2013. Escenarios de carbono para el bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales 9:17-21.
- Rodríguez-Laguna R., J. Jiménez-Pérez., O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de Pino-Encino en la Reserva de la Biósfera El Cielo, Tamaulipas, México. Ra Ximhai 5:317-327.
- Turner M., C. Beer, M. Santoro, N. Carvalhais, T. Wutzler, D. Schepaschenko, A. Shvidenko, E. Kompter, B. Ahrens, S. R. Levick y C. Schmillius. 2014. Carbon stock and density of northern boreal and temperate forests. Global Ecology and Biogeography 23:297–310.
- Tomas M. C. E. 2013. Estimación de biomasa y carbón mediante ecuaciones alométricas en *Quercus laurina* Hum y *Quercus rugosa* Née en predios bajo manejo del ejido de San Pablo Ixayoc, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo – División de Ciencias Forestales. Chapingo, Estado de México. 54 pp.
- Vigil N. N. 2010. Estimación de biomasa y contenido de carbón en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental Las cruces, Texcoco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo – División de Ciencias Forestales. Chapingo, Estado de México. 61 pp.
- Wehenkel C., J. J. Corral-Rivas, J. C. Hernández-Díaz, K. Gadow. 2011. Estimating balanced structure areas in multi-species forests on the Sierra Madre Occidental, México. Annals of Forest Science 68:385-394.
- Zar J. H. 2010. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, 5ta ed. 663 pp.

## 1.10 Dinámica del carbono y actividades enzimáticas en bosque, maíz y nopal en el Suelo de Conservación del Distrito Federal

Leyva-Pablo Tania<sup>1</sup>; Bautista-Cruz Angélica<sup>2</sup>; Zornoza-Belmonte Raúl<sup>3</sup>; De León-González Fernando<sup>4</sup>; Martínez-Gallegos Verónica<sup>2</sup>; Fuentes-Ponce Mariela<sup>4</sup> y Rodríguez-Sánchez Luis M.<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, CP 71230, Xoxocotlan, Oaxaca, México. Autor para correspondencia: tanialeyvapablo@gmail.com

<sup>2</sup>Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, CP 71230, Xoxocotlan, Oaxaca, México.

<sup>3</sup>Sustainable Use, Management, and Reclamation of Soil and Water Research Group, Department of Agrarian Science and Technology, Technical University of Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 48, 30203 Cartagena, Murcia, Spain.

<sup>4</sup>Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, CP 04960, D.F., México.

### Resumen

El cambio de uso del suelo reduce las reservas naturales de materia orgánica (MO) y cambia su dinámica. En este estudio se evaluaron los efectos de diferentes usos del Suelo de Conservación del Distrito Federal (México) [nopal con abundante y escaso aporte de MO (NaMO, NeMO); maíz con abundante y escaso aporte de MO (MaMO, MeMO), suelo con bosque de pino-encino (SB) y suelo sin sembrar (SS)] sobre el contenido de C orgánico total (COT), dinámica del C y actividades enzimáticas. En cada sistema se colectó una muestra compuesta de suelo rizosférico a 15 cm de profundidad. El C lábil (CL) y el C recalcitrante (CR) se cuantificaron mediante hidrólisis ácida. El COT se cuantificó mediante el método de oxidación húmeda de Walkley y Black. La actividad de carboximetilcelulasa y de celobiohidrolasa se determinó cuantificando los azúcares reductores liberados de la carboximetilcelulosa y del avicel, respectivamente. La actividad de  $\beta$ -glucosidasa se determinó por el método de Tabatabai (1982) y la actividad de arilesterasa por el método de Zornoza *et al.*, (2009). En comparación con el SB, el MeMO redujo el contenido de COT en 68% y en 12% el CR. El MaMO incrementó en 48% el CL. La actividad de carboximetilcelulasa y celobiohidrolasa no cambió en los sistemas estudiados. La actividad de  $\beta$ -glucosidasa fue más alta en NaMO y en SS, mientras que la actividad de arilesterasa fue mayor en NaMO. El cambio de uso de suelo de forestal a agrícola redujo el contenido de COT, especialmente la fracción CR.

**Palabras clave:**  $\beta$ -glucosidasa, carbono orgánico total, C recalcitrante, suelo agrícola, suelo forestal.

### Abstract

The change in land use reduces the natural reserves of soil organic matter (MO) and changes its dynamics. In this study the effects of different land uses were evaluated in the Soil Conservation zone in the Distrito Federal (Mexico) [nopal with abundant and scarce addition of MO (NaMO, NeMO); maize with abundant and scarce addition of MO (MaMO, MeMO), pine-oak forest soil (SB) and fallow soil (SS)] on the soil total organic carbon content (COT), dynamics of soil C and soil enzyme activities. In each system a composite sample of rhizospheric soil to a 15 cm soil depth was collected. The labile C (CL) and recalcitrant C (CR) were quantified by acid hydrolysis. COT was quantified by the wet oxidation Walkley y Black method. Carboxymethylcellulase and cellobiohydrolase activity was determined by quantifying the liberated reduced sugars from carboxymethylcellulose and avicel, respectively. The  $\beta$ -glucosidase activity was determined by the method proposed by Tabatabai (1982) and arylesterase activity by the method of Zornoza *et al.* (2009). Comparing to the SB, MeMO reduced the COT content in approximately 68% and in about 12% the CR. MaMO increased in approximately



48% CL. Carboximetilcellulase and cellobiohydrolase activity did not change among the studied systems. The  $\beta$ -glucosidase activity was higher in NaMO and SS, while the arylesterase activity was higher in NaMO. The change in land use from forest to agriculture reduced the COT content, especially its CR fraction.

**Key words:**  $\beta$ -glucosidase, total organic carbon, recalcitrant C, agricultural soil, forest soil.

## Introducción

La conversión de bosques nativos a áreas agrícolas se ha incrementado significativamente para cubrir la creciente demanda de alimentos y otros productos para una población en constante desarrollo. El cambio en el uso del suelo reduce las reservas naturales de materia orgánica (MO) (Netto *et al.*, 2007) y, en consecuencia, cambia su dinámica (Bona *et al.*, 2008). Además del efecto perjudicial sobre la calidad del suelo, la continua pérdida de MO es de gran preocupación debido a la emisión de gases de efecto invernadero (Lal, 2004).

La MO es la fuente primaria y un reservorio temporal de elementos nutritivos para las plantas. La naturaleza arenosa del suelo, la labranza, la humedad, y la temperatura son factores que influyen en la dinámica, composición y acumulación de la MO en el suelo (Guimarães *et al.*, 2014). Diferentes fracciones de la MO responden de diversa manera a las prácticas de manejo debido a su composición y asociación con la matriz mineral, lo cual determina su accesibilidad a los organismos descomponedores y su estabilidad en el ambiente edáfico (Gregorich *et al.*, 2006).

La fracción lábil es fácilmente degradable, su cantidad y el grado en el cual se encuentra protegida determinan su degradabilidad (Wendling *et al.*, 2008). La fracción más estable y recalcitrante contiene más material degradado y procesado y se asocia con la fracción mineral para formar complejos órgano-minerales (Wiesenberg *et al.*, 2010). La fracción estable es el principal reservorio de C y contiene poco C mineralizable (Jagadamma y Lal, 2010). Los cambios en las fracciones de la MO como una función del cambio de uso del suelo se han empleado para evaluar los cambios en la dinámica de la MO (Galdos *et al.*, 2009).

La medición de las actividades enzimáticas proporciona un indicador temprano de los cambios en la fertilidad del suelo y la respuesta de este recurso a distintas prácticas de manejo, así como la manera en que las enzimas se relacionan con la mineralización de nutrientes tales como N, P y C (Trasar-Cepeda *et al.*, 2008).

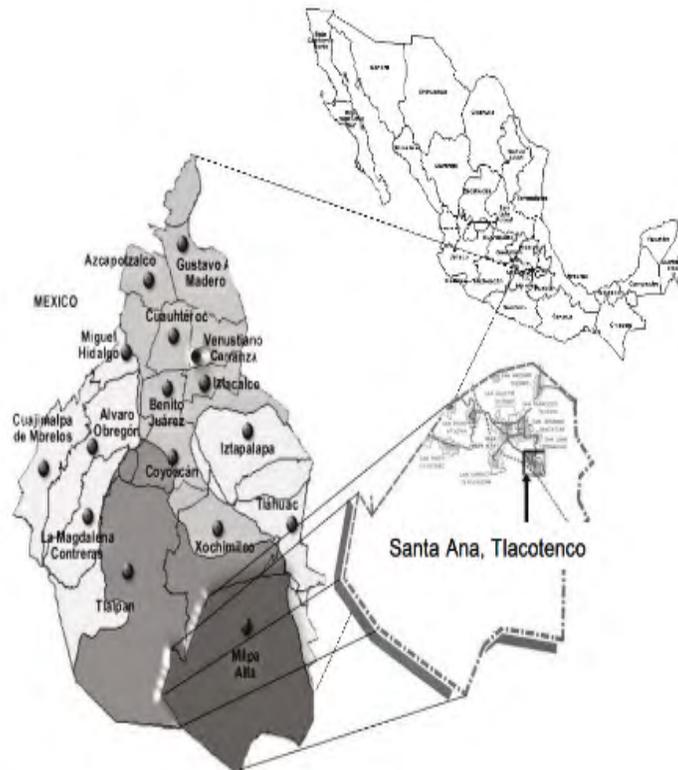
El Suelo de Conservación del Distrito Federal es una zona que aporta diversos servicios ambientales; en ella prevalecen usos de tipo agrícola, forestal y silvo-pastoril. La medición del impacto de dichos sistemas en materia de ciclo del carbono, emisiones de gases de efecto invernadero y actividades biológicas es necesaria en la perspectiva de diseño de sistemas compatibles con mitigación y adaptación al cambio climático. En este estudio se evaluaron los efectos de diferentes usos del Suelo de Conservación del Distrito Federal [nopal con abundante y escaso aporte de MO (NaMO, NeMO); maíz con abundante y escaso aporte de MO (MaMO, MeMO), suelo con bosque de pino-encino (SB) y suelo sin sembrar (SS)] sobre el contenido de C orgánico total (COT), dinámica del C y actividades enzimáticas.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio se localiza en la comunidad de Santa Ana Tlacotenco, Delegación de Milpa Alta, Distrito Federal, México (Figura 1), se ubica entre las coordenadas 19°03' Norte y 98°57' Oeste. Políticamente se encuentra al sur del Distrito Federal, está constituido por un área de 28 557.50 ha,

considerado como suelo de conservación. Los usos del suelo dominantes son el forestal (bosque de encino-pino), agrícola, pecuario y urbano. La topografía es montañosa con un intervalo altitudinal que va de los 2230 a los 3680 m s.n.m., con pendientes de 1 hasta 28°. El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano y una temperatura media anual de 14.4 °C. La precipitación media anual es de 878.9 mm (SMA, 2007). Los tipos de suelo incluyen Andosoles, Leptosoles, Phaeozem háplico y Regosol eútrico (INEGI, 1984).



**Figura 1.** Área de estudio, Santa Ana Tlacotenco, Delegación Milpa Alta, Distrito Federal, México.

En esta área se identificaron cinco diferentes cubiertas vegetales: 1) maíz con escasa incorporación de MO a razón de  $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  proveniente de animales domésticos (caballos y borregos) y desechos orgánicos caseros de frutas y verduras, y rastrojo de maíz con aplicación de fertilizantes minerales y herbicidas, sitio denominado MeMO; 2) maíz en asociación con haba, avena frijol o veza con abundante incorporación de MO proveniente de los establos de Santa Ana Tlacotenco, constituida por una mezcla de estiércol de borrego y cerdo asociado con rastrojos de maíz como parte del “Programa de abono orgánico en especie” que a su vez está incluido en el “Programa de Apoyo de Productores de Nopal” de la Delegación de Milpa Alta. La MO se ha incorporado de manera continua desde hace 14 años en una cantidad aproximada de  $7 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  bajo tracción mecánica, sin aplicación de fertilizantes minerales ni herbicidas, sitio denominado MaMO; 3) nopal con escasa incorporación de MO a razón de  $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  proveniente de animales domésticos (caballos, borregos, cerdos, gallinas) y desechos orgánicos caseros de frutas y verduras, sitio denominado NeMO; 4) nopal en asociación con cebolla, haba y flores de temporada con abundante incorporación de MO proveniente del municipio de Tizayuca constituida por una mezcla de estiércol de vacas, caballos, cerdos, aserrín y rastrojos de maíz como parte del “Programa de abono orgánico en especie” que a su vez está incluido en el “Programa de Apoyo de Productores de Nopal” de la Delegación de Milpa Alta. La MO se ha incorporado de manera

continúa desde hace seis años en una cantidad aproximada de  $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , sitio denominado NaMO. 5) vegetación forestal, principalmente bosque de encino-pino, sitio denominado SB y, 6) suelo en periodo de descanso desde hace cinco años, donde predominan malezas, sitio denominado SS.

### *Muestreo y análisis de suelo*

En cada una de las diferentes cubiertas vegetales se delimitó una parcela de 0.4 ha. En cada parcela se colectó una muestra compuesta por 20 submuestras de suelo rizosférico cada dos meses durante un año. Las muestras se homogeneizaron y se tamizaron a través de una malla de 2 mm, una parte se secó al aire durante 72 h para llevar a cabo los análisis químicos. Para el análisis de las propiedades biológicas el resto de la muestra se mantuvo a  $4 \text{ }^\circ\text{C}$ .

El contenido de COT en el suelo se cuantificó utilizando el método de oxidación húmeda de Walkley y Black (Nelson y Sommer, 1982). Las variables biológicas analizadas comprenden la actividad de algunas enzimas que participan en la mineralización de la MO como la endo- $\beta$ -1,4-glucanasa (carboximetilcelulasa, CMCasa), la  $\beta$ -1,4-exoglucanasa (celobiohidrolasa, CLHasa), la  $\beta$ -glucosidasa (celobiasa, CEasa) y la arilesterasa (AREasa). La actividad de la CMCasa y de la CLHasa se determinó cuantificando los azúcares reductores liberados de la carboximetilcelulosa y del avicel, respectivamente. Los azúcares liberados se extrajeron por filtración en papel filtro Whatman No. 1 y se cuantificaron por el método de Somogyi-Nelson. La actividad de la CEasa se determinó por el método propuesto por Tabatabai (1982) basado en la determinación del p-nitrofenol liberado después de la incubación del suelo con p-nitrofenil- $\beta$ -D-glucopiranosido a  $37 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 1 h. La actividad de la AREasa se cuantificó por el método propuesto por Zornoza *et al.*, (2009) que se basa en la determinación del p-nitrofenol liberado después de la incubación del suelo con p-nitrofenil acetato a  $37 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 1 h. Durante los análisis de suelo, 10% de las muestras se duplicaron al azar para controlar la calidad del análisis.

### *Análisis estadístico*

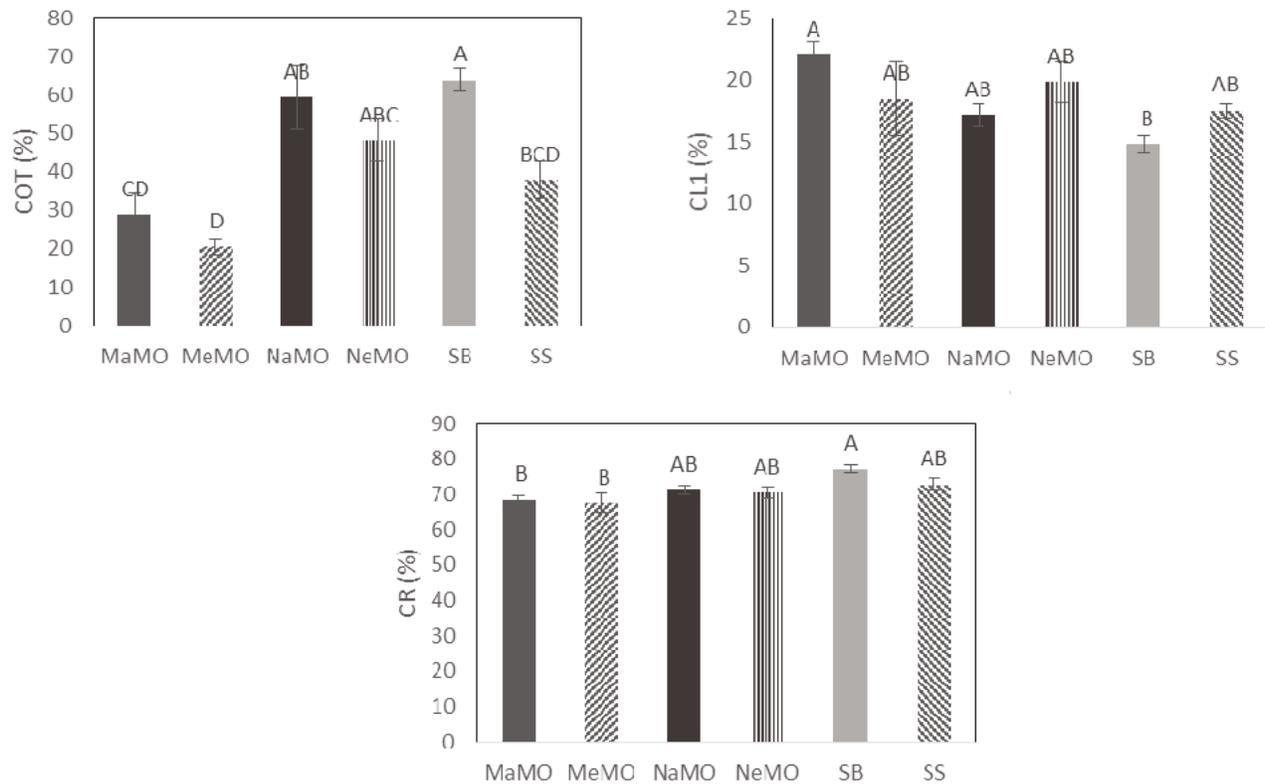
Se calculó la media y el error estándar de las propiedades del suelo en cada uno de los sitios de estudio. Los datos previamente estandarizados ( $\bar{X}=0$  y  $\sigma=1$ ) se sometieron a un análisis de varianza de una vía para analizar el efecto del sitio. El valor medio de cada variable en los sitios de estudio se comparó con la prueba de Tukey ( $p \leq 0.05$ ). En todos los análisis estadísticos se utilizó el paquete estadístico SAS v. 8.01.

## **Resultados y discusión**

El COT ocupa un lugar importante en el ciclo de nutrientes, consecuentemente, la cantidad y tipo de COT refleja y controla el desarrollo del suelo y por lo tanto, la productividad del ecosistema (Van Cleve y Powers, 1995).

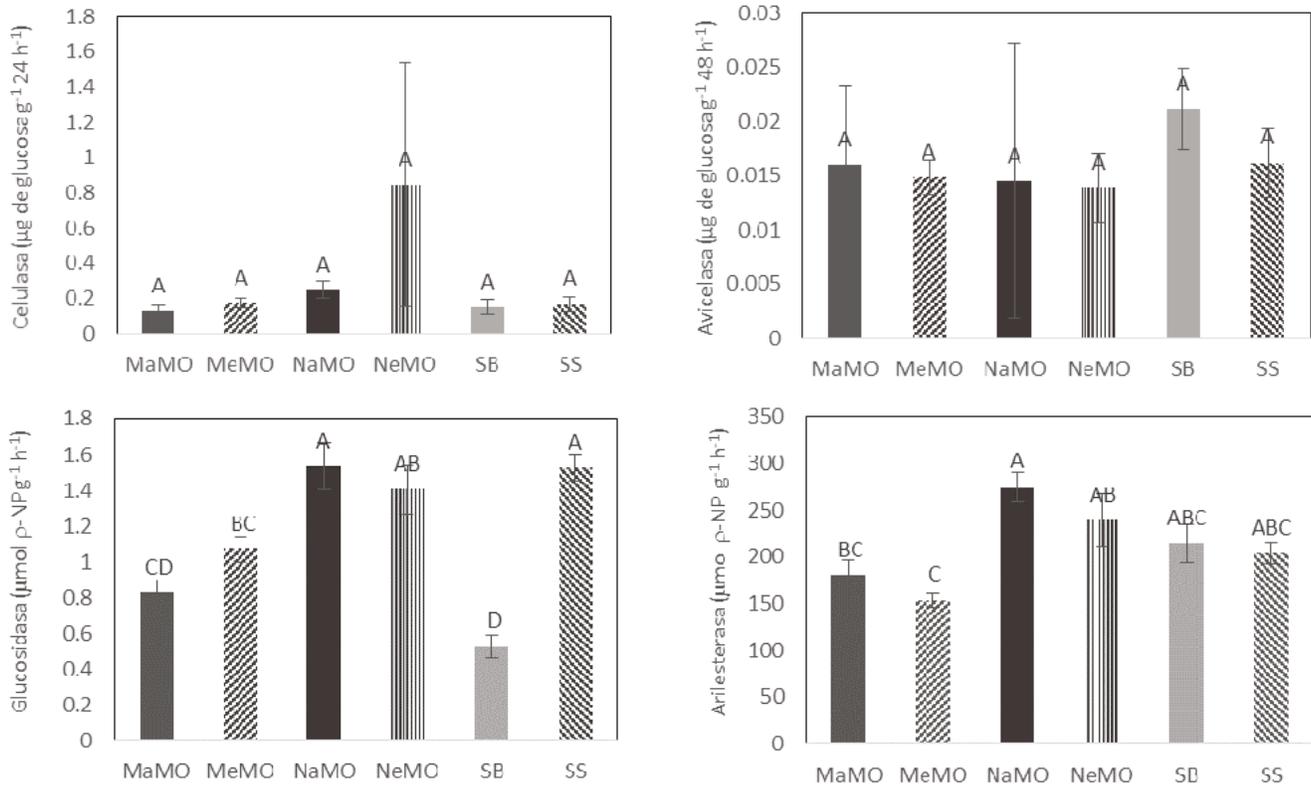
En comparación con el SB, el MeMO redujo el contenido de COT en 68% y en 12% el CR (Figura 2). Esta disminución en el contenido de COT probablemente está relacionada con la escasa incorporación de MO y a la perturbación del suelo debido a las prácticas de labranza (Guimarães *et al.*, 2014). El MaMO incrementó en 48% el CL (Figura 2), posiblemente como resultado de la adición de una gran cantidad de MO en este sitio. De acuerdo con Wu *et al.*, (2005) la adición de fertilizantes y enmiendas orgánicas incrementa el COT asociado a diferentes tamaños de partícula.

Los factores que contribuyeron a explicar el alto nivel de COT en el SB (Figura 2) comprenden la elevada incorporación de residuos orgánicos y el bajo grado de perturbación del suelo. Además del clima y la textura del suelo, el secuestro de C es afectado por la fertilización nitrogenada así como por el tiempo de permanencia de los residuos sobre la superficie del suelo.



**Figura 2.** Valores de carbono orgánico total, carbono lábil y carbono recalcitrante en suelos de maíz con abundante incorporación de materia orgánica (MaMO), suelos de maíz con escasa incorporación de materia orgánica (MeMO), suelos de nopal con abundante incorporación de materia orgánica (NaMO), suelos de nopal con escasa incorporación de materia orgánica (NeMO), suelos de bosque de pino-encino (SB) y suelo sin sembrar (SS) en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, México. Letras diferentes en cada barra indican diferencias estadísticamente significativas (prueba de Tukey;  $p < 0.05$ ).

La actividad de CMCasa fluctuó de 0.130 a 0.844  $\mu\text{g}$  de glucosa  $\text{g}^{-1}$  suelo  $24 \text{ h}^{-1}$ . La actividad de CLHasa varió de 0.013 a 0.021  $\mu\text{g}$  de glucosa  $\text{g}^{-1}$  suelo  $48 \text{ h}^{-1}$  (Figura 3). La actividad de ambas enzimas no cambió significativamente en los suelos estudiados. Los valores de la actividad de CMCasa encontrados en este estudio están por debajo de los reportados por Cenciani *et al.*, (2011) de 25.5 y 151.6  $\mu\text{g}$  de glucosa  $\text{g}^{-1}$  suelo  $24 \text{ h}^{-1}$  en cultivos de maíz a los que se adicionó estiércol, desechos de lombriz y lodos de aguas residuales. Bini *et al.*, (2013) encontraron valores de 190  $\mu\text{g}$  de glucosa  $\text{g}^{-1}$  suelo  $24 \text{ h}^{-1}$  en bosques nativos, mientras que Harumi *et al.*, (2014) detectaron valores de 264  $\mu\text{g}$  de glucosa  $\text{g}^{-1}$  suelo  $24 \text{ h}^{-1}$  en bosques secundarios. El proceso de degradación de la celulosa en el suelo, en general, es un proceso lento que depende de variables ambientales como la temperatura, la humedad, el pH, la concentración de sustratos y el tipo de hojarasca. Las enzimas CMCasa y CLHasa no mostraron diferencias entre los sitios, sin mostrar una sensibilidad a los cambios de vegetación, lo que se puede deber a que la tasa de degradación de compuestos celulósicos provenientes del material orgánico es similar (Lillo *et al.*, 2011).



**Figura 3.** Actividad de carboximetilcelulasa, celobiohidrolasa,  $\beta$ -glucosidasa y arilesterasa en suelos de maíz con abundante incorporación de materia orgánica (MaMO), suelos de maíz con escasa incorporación de materia orgánica (MeMO), suelos de nopal con abundante incorporación de materia orgánica (NaMO), suelos de nopal con escasa incorporación de materia orgánica (NeMO), suelos de bosque de pino-encino (SB) y suelo sin sembrar (SS) en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, México. Letras diferentes en cada barra indican diferencias estadísticamente significativas (prueba de Tukey;  $p < 0.05$ ).

La actividad de CEasa osciló entre 0.527 y 1.53  $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$  y fue significativamente más alta en el NaMO y en el SS (Figura 3). La CEasa cataliza la hidrólisis de largas cadenas de carbohidratos de  $\beta$ -D-glucósidos para formar  $\beta$ -D-glucosa, de esta manera participa en la etapa final de la descomposición de la celulosa y hemicelulosa (Cornejo-Moreno *et al.*, 2013). El incremento en la actividad de esta enzima en el NaMO sugiere que la gran cantidad de MO adicionada en estos suelos incluye carbohidratos en su composición. Cornejo-Moreno *et al.*, (2013) encontraron valores de 0.52  $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$  en suelos cultivados con brócoli a los que se le adicionaron residuos frescos de pimiento, estos valores son similares a los reportados en este estudio. No obstante, Henríquez *et al.*, (2014) reportaron valores más altos de 39.9 a 208.1  $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$  en suelos agrícolas.

La arilesterasa cataliza la hidrólisis de ésteres fenólicos (Zornoza *et al.*, 2009), la actividad de esta enzima fluctuó entre 153.85 y 275.12  $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$  y fue mayor en NaMO (Figura 3). Estos valores fueron más altos que los encontrados por Cornejo-Moreno *et al.*, (2013) de 21.91 y 28.38  $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$  en suelos cultivados con brócoli a los que se le adicionó residuos frescos de pimiento. El incremento en la actividad de esta enzima en el suelo de NaMO probablemente se deba a una mayor disponibilidad de ésteres alquílicos y arílicos en estos suelos (p.e., metoxi fenil acetato, metil acetato, etil acetato) (Mancuso *et al.*, 2015). La actividad de

arilesterasa en el suelo se ve más afectada por la MO que por cualquier otra propiedad química o microbiológica (Renella *et al.*, 2011; Zornoza *et al.*, 2009).

## Conclusiones

En comparación con el SB, el MsMO redujo el contenido de COT en 68% y en 12% el CR. El McMO incrementó en 48% el CL. La actividad de carboximetilcelulasa y celobiohidrolasa no cambió en los sistemas estudiados. La actividad de  $\beta$ -glucosidasa fue más alta en NcMO y en SS, mientras que la actividad de arilesterasa fue mayor en NcMO. El cambio de uso de suelo de forestal a agrícola redujo el contenido de COT, especialmente el CR.

## Bibliografía

- Bini D., C. Alcantara, K. Banhos, N. Kishino, G. Andrade, W. Zangaro, M. Nogueira. 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. *European Journal of Soil Biology* 55:117-123.
- Bona F. D., C. Bayer, J. Diekow, H. Bergamaschi. 2008. Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage and irrigation. *Australian Journal of Soil Research* 46:469-475.
- Cenciani K., S. dos Santos, S. Auxiliadora, M. Critter, C. Airolti. 2011. Enzymatic activity measured by microcalorimetry in soil amended with organic residues. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35:1167-1175.
- Cornejo-Moreno J., R. Zornoza, A. Faz. 2014. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. *Geoderma* 230-231:58-63.
- Galdos M. V., C. C. Cerri, C. E. Cerri. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. *Geoderma* 153:347-352.
- Gregorich E. G., M. H. Beare, U. F. Mckim, J. O. Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 7:975-985.
- Guimarães D. V., M. I. Gonzaga, J. O. Melo-Neto. 2014. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18:301-306.
- Harumi B., A. Knob, D. Santos, N. Melém, L. Godoy, R. Cátia, M. Nogueira. 2014. Soil quality indicators in a rhodic kandiodult under different uses in northern parana brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38:50-59.
- Henríquez C., L. Uribe, A. Valenciano, R. Nogales. 2014. Actividad enzimática del suelo deshidrogenasa, B-glucosidasa, fosfatasa y ureasa bajo diferentes cultivos. *Agronomía Costarricense* 38:43-54.
- INEGI. 1984. XI Censo General de Población y Vivienda, población del Distrito Federal. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática, México.
- Jagadamma S., R. Lal. 2010. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. *Biological Fertility of Soils* 46:543-554.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lillo F., F. P. Faraone, M. L. Valvo. 2011. Can the introduction of *Xenopus laevis* affect native amphibian populations? Reduction of reproductive occurrence in presence of the invasive species. *Biological Invasions* 13:1533-1541.
- Mancuso S., C. Taiti, N. Bazihizina, C. Costa, P. Menesatti, L. Giagnoni, M. Arenella, P. Nannipieri, G. Renella. 2015. Soil volatile analysis by proton transfer reaction-time of flight mass spectrometry (PTR-TOF-MS). *Applied Soil Ecology* 83:182-191.
- Nelson D. W., L. E. Sommer. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. A. L. Page (ed). *Methods of Soil Analysis*. 2nd Ed. ASA Monogr. 9(2). American Society of Agronomy, Madison. pp. 539-579.
- Netto A. O. A., C. C. S. Gomes, C. C. V. Lins, A. C. Barros, L. F. S. M. Campeche, F. F. Blanco. 2007. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro irrigado Califórnia, SE. Brasil. *Ciência Rural* 37:1640-1645.
- Renella G., R. Zornoza, L. Landi, M. Mench, P. Nannipieri. 2011. Arylesterase activity in trace element contaminated soils. *European Journal of Soil Science* 62:590-597.
- SMA. 2007. Agenda ambiental de la Ciudad de México, Programa de Medio Ambiente 2007–2012. Secretaría del Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal, México.
- Tabatabai M. A. 1982. Soil Enzymes. En: Page, A. L., E. M. Millar, D. R. Keeney (eds). *Methods of Soil Analices*. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Soil Science Society of America, Madison. pp. 903-947.
- Trasar-Cepeda C., M. C. Leirós, S. Seoane, F. Gil-Sotres. 2008. Biochemical properties of soils under crop rotation. *Applied Soil Ecology* 39:133-143.
- Van Cleve K., R. F. Powers. 1995. Soil carbon, soil formation and ecosystem development in boreal forests. In proceedings of Soil Science Society of America. Proceedings of the Eighth North American Forest Soils Conference.



- Wendling B., I. Jucksch, E. S. Mendonça, J. C. L. Neves, I. R. Silva, L. M. Costa. 2008. Organic-matter lability and carbon-management indexes in agrosylvopasture system on brazilian savannah. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39:1750-1772.
- Wiesenberg G. L. B., M. Dorodnikov, Y. Kuzyakov. 2010. Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping. *Geoderma* 156:267-277.
- Wu T., J. J. Schoenau, F. Li, P. Qian, S. S. Malhi, Y. Shi. 2005. Influence of fertilization and organic amendments on organic carbon fractions in Heilu soil on the loess plateau of china. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168:100-107.
- Zornoza R., L. Landi, P. Nannipieri, G. Renella. 2009. A protocol for the assay of arylestease activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41:659-662.

## 1.11 Captura de carbono en *Pinus cembroides* Zucc., medida a partir de anillos de crecimiento

García-Bedolla Abraham<sup>1</sup>; Aguilar-Cumplido Emilio<sup>1</sup>; Pompa-García Marín<sup>1</sup>; Hernández-Díaz José C.<sup>1</sup> y Yerena-Yamalliel José I.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango, Av. Papaloapan y Blvd. Durango S/N, CP 34120, Durango, Durango, México. Autor para correspondencia: agarcaibedolla@yahoo.com.mx

### Resumen

*Pinus cembroides* Zucc. es una especie que usualmente, ha sido segregada del aprovechamiento forestal comercial dadas sus desventajas maderables. Sin embargo, esta especie desempeña un papel importante en la biodiversidad de México. El objetivo en este trabajo es evaluar la captura de carbono (C) de *P. cembroides* para un periodo de 160 años. A partir de mediciones dendrocronológicas se dataron los anchos de los anillos y mediante procedimientos de relaciones alométricas se estimó el C capturado cada año. De esta forma se obtuvo una cronología de captura de C que permitió valorar la capacidad de almacenamiento a lo largo del tiempo. Estos resultados proporcionan herramientas significativas para mejorar las estimaciones de C y proveen información importante para definir si los bosques de *P. cembroides* pueden considerarse como una posible fuente con potencial de mitigación ante el cambio climático. También ayudan a entender mejor los flujos de C en los ecosistemas forestales.

**Palabras clave:** dendrocronología, bosque de transición, servicios ambientales, relaciones alométricas.

### Abstract

*Pinus cembroides* Zucc. is a species that usually has been segregated from commercial logging given its disadvantages as woody raw material. However, this species plays an important role in the biodiversity of Mexico. The aim in this study is to evaluate the capture of carbon (C) of *P. cembroides* for a period of 160 years. From dendrochronological measurements, ring widths were dated and by procedures of allometric relationships the captured C for each year was estimated. Thus a chronology of captured C was obtained which allowed to estimate storage capacity through the time. These results provide significant tools to improve estimates of captured C and provide important information to determine whether the forests of *P. cembroides* can be considered as a possible source with potential for mitigation of climate change. These results also help to better understand the flows of C in forest ecosystems.

**Key words:** dendrochronology, transition forest, environmental services, allometric relationships.

### Introducción

El crecimiento del bosque se encuentra entre los procesos más importantes que determinan el balance de carbono (C) de los ecosistemas terrestres. En general dentro del ciclo biogeoquímico del C es importante destacar a los bosques como fuentes y sumideros de este elemento.

La magnitud y la dinámica de la absorción de C de los bosques dependen de la asignación a diferentes destinos de almacenamiento (Litton *et al.*, 2007) y sus respuestas a los factores determinantes como el clima (Babst *et al.*, 2013), el cambio del uso del suelo (Kaplan *et al.*, 2012), la edad del árbol (Genet *et al.*, 2010), alteraciones forestales (Amiro *et al.*, 2010; Kurz *et al.*, 2008), las

prácticas de gestión (Fahey *et al.*, 2009; Kowalski *et al.*, 2004), los nutrientes y la competencia por luz (Wolf *et al.*, 2011), entre otros. Estos mecanismos forman un complejo conjunto de controladores para la asignación de C, que es todavía relativamente poco conocido a grandes escalas. En particular, los mecanismos que vinculan la fotosíntesis y el almacenamiento de carbono por encima y por debajo del suelo siguen siendo inciertas (Kuptz *et al.*, 2011). En este sentido, se necesitan estudios integradores para limitar mejor la cantidad de C capturado por los bosques, y para determinar cómo interactúan y varían en las diferentes escalas espacio-temporales. Ello puede ayudar a estimar con precisión la dinámica de los flujos netos de C entre los bosques y la atmósfera que contribuyan en la discusión sobre cambio climático (IPCC, 2006).

Consecuentemente, hay ciertas especies que podrían ser evaluadas para la cuantificación de C, así como para su conservación y por consiguiente reducir los niveles de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, disminuyendo los efectos del cambio climático.

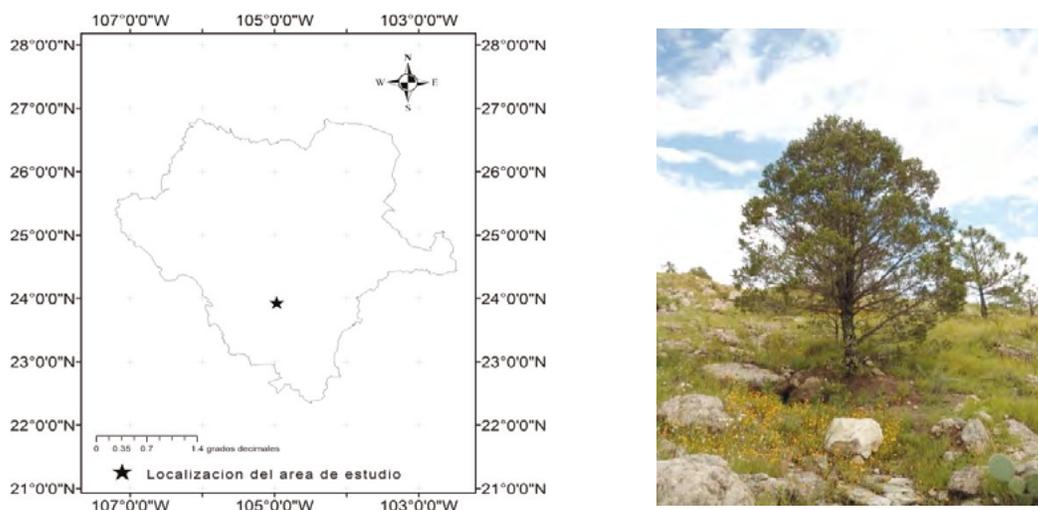
Paralelamente, la dendrocronología es una herramienta que ha tenido grandes avances en nuestros días (Pompa-García *et al.*, 2014). En particular permite obtener mediciones cronológicas del crecimiento del árbol mediante muestreos no destructivos y que mediante relaciones alométricas posibilitan reconstrucciones biométricas (Fritts, 1976).

Por lo anterior, el objetivo en este trabajo fue cuantificar la captura de C a partir de núcleos de incremento de *P. cembroides*. De manera específica se obtuvieron núcleos de incremento para analizar la cantidad de C capturado anualmente. Se hipotetiza que el uso de ecuaciones alométricas asociadas con dendrocronología permiten cuantificar el C capturado.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio donde se realizó el presente trabajo fue en la localidad de Rio Chico, en el municipio de Durango (Figura 1). Se encuentra aproximadamente a 40 km de la capital; se caracteriza por ser un bosque de transición compuesto por especies de encino-pino; el terreno es irregular montañoso y está situado en una cañada. La altitud aproximada es de 2220 m s.n.m., situado en las coordenadas 23.9333° latitud y 104.967° longitud.



**Figura 1.** A) Localización del área de estudio ubicada en Rio Chico, municipio de Durango. B) Tipo de individuos muestreados.

### Datos y procesamiento

En el sitio de estudio se obtuvieron dos núcleos de incremento para cada individuo de *P. cembroides* muestreado. Se evitó muestrear árboles dañados y deformes, así como aquellos cuyo crecimiento hubiera estado influenciado por la densidad o que hayan estado sujetos a competencia por luz y nutrientes.

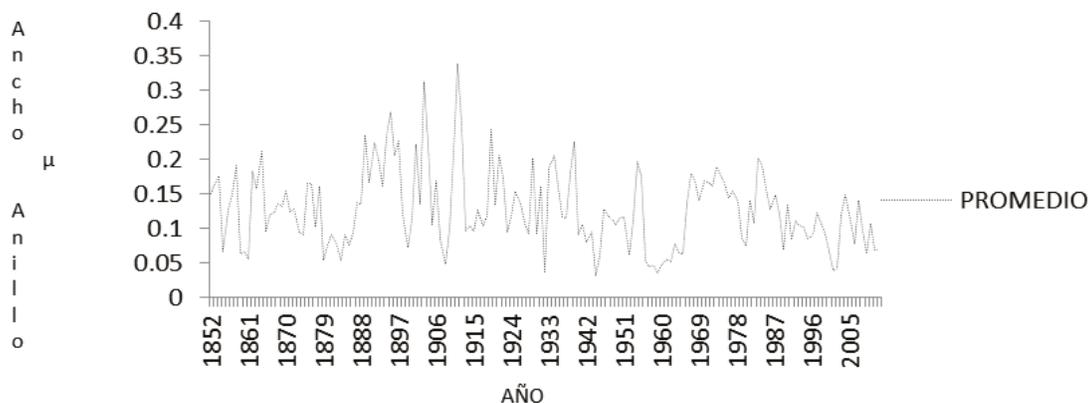
En total se muestrearon 20 árboles a una altura de 1.30 m, por medio de un taladro Pressler, de acuerdo a la suficiencia muestral aplicada por (Mérián *et al.*, 2013) Posteriormente los cilindros extraídos (núcleos de incremento) se guardaron en popotes para su protección, evitando que sufrieran daños con el fin de llevarlos al laboratorio para ser examinados.

En el laboratorio de dendrocronología de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, se procesaron las muestras usando procedimientos dendrocronológicos estándar, para fechar el año exacto de la formación de los anillos de crecimiento y su ancho correspondiente (Stokes, 1996).

A partir del diámetro de cada anillo se calculó el diámetro normal sin corteza (D) para el año correspondiente al anillo. Una vez conocido el D para cada año, se calculó la biomasa (B), utilizando la ecuación alométrica propuesta por Nívar (2009), que utiliza al D como única variable explicativa. Posteriormente y a partir de B, se estimó el contenido de C a partir del dato reportado para esta especie, que es de un 47.7% con respecto al peso de la biomasa (Pompa-García *et al.*, 2014).

### Resultados y discusión

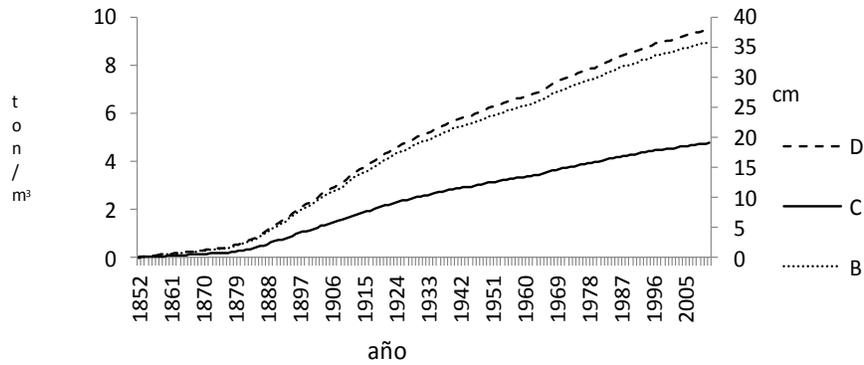
El período dendrocronológico analizado fue de 160 años. Gráficamente en la Figura 2 se presentan los resultados de las mediciones dendrocronológicas para el promedio de los árboles.



**Figura 2.** Ancho de cada anillo-año (en micras) en *P. cembroides* desde 1852 hasta 2012.

En la Figura 2, se aprecia una amplia variación en el ancho de los anillos anuales de crecimiento lo cual es consecuencia de las condiciones particulares de cada sitio y edad de los individuos. Los mayores crecimientos ocurrieron en los años 1895, 1903, 1911, 1919 y 1939, mientras que los crecimientos más bajos se registraron en 1908, 1932, 1944, 1959 y 2002.

Respecto al crecimiento en D, B y C, gráficamente en la Figura 3, se observa una tendencia ascendente, lo cual es lógico de acuerdo a la fisiología del árbol.



**Figura 3.** Comportamiento de biomasa, carbono y diámetro de *P. cembroides*.

Los periodos y las tasas de crecimiento en D en cada fase son concordantes y guardan lógica con la biometría del árbol. La tasa de crecimiento es ascendente en la primera fase, que abarca desde 1852 hasta 1906, con incrementos mayores entre los años 1880 a 1915, después del cual se reduce y se mantiene prácticamente estable hasta el final del observado (año 2012).

Este es el primer estudio que asocia la dendrocronología con relaciones alométricas para estimar el potencial de captura de C en *P. cembroides*. Las mediciones radiales de los anillos resultaron útiles para estimar el D y conducentemente determinar el C capturado por los árboles. La precisión de las lecturas (a nivel de micra), constituyen una ventaja en la estimación del D, B y C a partir de núcleos de crecimiento.

Esfuerzos previos han documentado que las observaciones dendrocronológicas contribuyen a reconstruir la captura de CO<sub>2</sub> en los ecosistemas forestales (Babst *et al.*, 2013; Lamlon y Savidge, 2006). Sin embargo, en México este campo aun es limitado. Uno de los prerrequisitos es contar con ecuaciones alométricas específicas para la especie bajo estudio. Usualmente *P. cembroides* ha sido segregado del manejo forestal debido a sus escasas posibilidades para extraer productos de madera (Pompa-García y Yereña-Yamalliel, 2014), sin embargo las grandes extensiones que ocupan estas masas y la alta resistencia a sequías (Treviño, 2001), pueden constituir sumideros importantes de C y eventualmente ser considerados como posibles fuentes de servicios ambientales (Karlik y Chojnacky, 2013). Por ello, conocer la dinámica de captura de C en estos ecosistemas recobra gran importancia.

Queda pendiente relacionar las variaciones de captura de C a través del tiempo con otros factores como las variaciones climáticas, ya que ésta especie se encuentra en constante estrés, lo que puede afectar su crecimiento y consecuentemente su capacidad para fotosintetizar.

Williams *et al.*, (2012) han reportado que los ecosistemas forestales sufrirán cambios por el calentamiento global al que están sometidos. Dado que *P. cembroides* es una especie que está adaptada para soportar largos periodos de sequía (Treviño, 2001), estos resultados sugieren que su impacto puede ser positivo ante el cambio climático.

Usualmente las estimaciones de C se dan a partir de muestreos destructivos (Acosta-Mireles *et al.*, 2009; Avendaño *et al.*, 2009); en este sentido, contabilizar la captura de C a partir de núcleos de incremento proporcionó la ventaja de disminuir perjuicios al bosque.

Dado que los resultados no proveen información de B y C subterráneos, adicionalmente habrá que buscar procedimientos que estimen tales variables a partir del crecimiento radial. Ello concuerda con Thomas y Martin, (2012), quienes indican que la información de concentración de C aún es generalizada por lo que se recomienda hacer investigación adicional a nivel de componentes para cada especie (Zhang *et al.*, 2009).

## Conclusiones

Los resultados obtenidos representan un paso hacia la solución de la dinámica del C de los bosques mediante ecuaciones alométricas y mediciones dendrocronológicas. Estas estimaciones tienen la ventaja de ser un método no destructivo.

El *P. cembroides* es una especie que por lo regular se encuentra en bosques de transición, y está adaptada para soportar largos periodos de sequía por lo que puede ser conveniente propagarla para capturar C y así contrarrestar el cambio climático.

Hace falta realizar estudios relacionados con B y C en diferentes componentes del arbolado y su asociación con datos dendroclimáticos.

## Bibliografía

- Acosta-Mireles M., F. Carrillo-Anzures, M. Díaz-Lavariega. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Lationamericana* 27:105–114.
- Amiro B. D., A. G. Barr, J. G. Barr, T. A. Black, R. Bracho, M. Brown, J. Xiao. 2010. Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115:1-13.
- 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.
- Babst F., B. Poulter, V. Trouet, K. Tan, B. Neuwirth, R. Wilson, M. Carrer, M. Grabner, W. Tegel, T. Levanic. 2013. Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography* 22:706–717.
- Fahey T. J., P. B. Woodbury, J. J. Battles, C. L. Goodale, S. P. Hamburg, S. V. Ollinger, C. W. Woodall. 2009. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 245-252.
- Fritts H. C. 1976. *Tree rings and climate*. Caldwell, NJ, USA: The Blackburn Press.
- Genet H., N. Breda, E. Dufrene. 2010. Age-related variation in carbon allocation at tree and stand scales in beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) using a chronosequence approach. *Tree Physiology* 30:177–192.
- IPCC. 2006. *Forest lands. Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Institute for Global Environmental Strategies (IGES): Hayama, Japan. Volume 4. 83 pp.*
- Kaplan J., K. Krumhardt, N. Zimmerman. 2012. The effects of land use and climate change on the carbon cycle of Europe over the past 500 years. *Global Change Biology* 18:902–914.
- Karlik J. F., D. C. Chojnacky. 2013. Biomass and carbon data from blue oaks in a California oak savanna. *Bio-mass and Bioenergy* 62:228–232.
- Kowalski A. S., D. Loustau, P. Berbigier, G. Manca, V. Tedeschi, M. Borghetti, J. Grace. 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. *Global Change Biology* 10:1707-1723.
- Kuptz D., F. Fleischmann, R. Matyssek, T. Grams. 2011. Seasonal patterns of carbon allocation to respiratory pools in 60-yr-old deciduous (*Fagus sylvatica*) and evergreen (*Picea abies*) trees assessed via whole-tree stable carbon isotope labeling. *New Phytologist* 191:160–172.
- Kurz W., C. Dymond, G. Stinson, G. Rampley, E. Neilson, A. Carroll, T. Ebata, L. Safranyik. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452:987–990.
- Lamton S. H., R. A. Savidge. 2006. Carbon content variation in boles of mature sugar maple and giant sequoia. *Tree Physiology* 26:459-468.
- Litton C., J. Raich, M. Ryan. 2007. Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology* 13:2089–2109.
- Mérian P., J. C. Pierrat, F. Lebourgeois. 2013. Effect of sampling effort on the regional chronology statistics and climate-growth relationships estimation. *Dendrochronologia* 31:58-67.
- Návar J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257:427–434.
- Pompa-García M., J. I. Yereña-Yamalliel. 2014. Concentración de carbono en *Pinus cembroides* Zucc: fuente potencial de mitigación del calentamiento global. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20:169-175.
- Pompa-García M., R. Dávalos-Sotelo, E. Rodríguez-Téllez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza. 2014. Sensibilidad climática. *Madera y Bosques* 20:139-151.
- Stokes M. A. 1996. *An introduction to tree-ring dating*. University of Arizona Press.
- Thomas S. C., A. R. Martin. 2012. Carbon content of tree tissues: A synthesis. *Forests* 3:332–352.



- Treviño G. E. J. 2001. Estratificación de la información en el procesamiento digital de imágenes de satélite aplicado a la cartografía de los bosques de *Pinus cembroides*. *Investigaciones Geográficas* 44:54–63.
- Williams A. P., C. D. Allen, A. K. Macalady, D. Griffin, C. A. Woodhouse, D. M. Meko, T. W. Swetnam, S. A. Rauscher, R. Seager, H. D. Grissino-Mayer, J. S. Dean, E. R. Cook, C. Gangodagamage, M. Cai, N. G. McDowell. 2012. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change* 3:292–297.
- Wolf A., C. Field, J. Berry. 2011. Allometric growth and allocation in forests: a perspective from FLUXNET. *Ecological Applications* 21:1546–1556.
- Zhang Q., C. Wang, X. Wang, X. Quan. 2009. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. *Forest Ecology Management* 258:722–727.

## 1.12 Almacén de carbono en los suelos de la zona de influencia del meandro de La Piedad Michoacán

Medina-Orozco Lenin E.<sup>1</sup>; Cabrera-González Arcelia<sup>2</sup>; Ayala-Gómez Juan M.<sup>2</sup>; Ramos-Ramírez Adriana G.<sup>2</sup>; López-González Ana<sup>2</sup> y Saucedo-Cárdenas Miriam<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Licenciatura en Genómica Alimentaria, Universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo, Av. Universidad No. 3000, Col. Lomas de la Universidad, CP 59103, Sahuayo, Michoacán, México. Autor para correspondencia: leninmed@gmail.com

<sup>2</sup>Laboratorio de Edafología, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Edificio B4 Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán.

### Resumen

La zona de influencia del Río Lerma que transita por la ciudad de La Piedad Michoacán y Santa Ana Pacueco Guanajuato, México, ha sido de gran interés en los últimos años, debido a la polución que se genera por las actividades de producción porcina. Los suelos son reservorios de carbono y actualmente están perdiendo su potencial de captura por los procesos de degradación que causan las actividades agrícolas (granos y hortalizas), pecuarias (porcinos y bovinos) y por el crecimiento irregular de la ciudad en las márgenes del río. Para una mejor comprensión de los suelos, se dividió el territorio en tres zonas: 1) suelos marginales del cauce, Fluvisoles; 2) suelos de valle, Vertisoles y 3) suelos de piedemonte, Leptosoles. La profundidad de los suelos varió de >100 cm de profundidad en las márgenes del río y <30 cm en las zonas de piedemonte. Los suelos presentaron pH de neutro a ligeramente alcalino (pH 7.0±0.3), la densidad aparente promedio fue de 1.1±0.04 g cm<sup>-3</sup>. Dominan las texturas de arcilla y migajón arcilloso. La cantidad de almacenamiento del carbono varió de 20 a 120 t C ha<sup>-1</sup> 100 cm (promedio de 57.9±35.5 t C ha<sup>-1</sup> 100 cm) siendo menor en los Leptosoles y mayores en los Fluvisoles. Los resultados sugieren que los Fluvisoles acumulan carbono por el material orgánico transportado, sin embargo, son los que presentan la mayor presión al ser ocupados por asentamientos irregulares de alto riesgo y ocupados por corrales de porcinos.

**Palabras clave:** cambios globales, intemperismo, biogeoquímica, zona vadosa.

### Abstract

The zone of influence of the Lerma River passing through the city of La Piedad Michoacan and Santa Ana Pacueco Guanajuato, Mexico, has been of great interest in recent years due to pollution generated by the activities of pig production. The soils are carbon reservoirs and are currently losing their potential to capture degradation processes caused by agricultural activities (grains and vegetables), livestock (pigs and cattle) and irregular growth of the city on the banks of the river. For a better understanding of the soil, the territory was divided into three zones: 1) marginal channel river soils, Fluvisols; 2) valley soils, Vertisols 3) piedmont soils, Leptosols. The depth of the soil ranged from >100 cm deep in the marginal river soils and <30 cm in piedmont areas. Presented soil pH neutral to slightly alkaline (pH 7.0±0.3), the average bulk density was 1.1±0.04 g cm<sup>-3</sup>. Dominate the textures of clay and clay loam. The amount of carbon storage varied from 20 to 120 t ha<sup>-1</sup> 100 cm (mean 57.9±35.5 t C ha<sup>-1</sup> 100 cm) being lower in Leptosols and higher in Fluvisols. The results suggest that accumulate carbon Fluvisols transported by organic material, however, it is those with the higher pressure to be filled by high-risk settlements and occupied by pig corrals.

**Key words:** global changes, weathering, bio-geochemical, vadose zone.

## Introducción

El Bajío michoacano, es una planicie de producción agrícola muy importante en el estado de Michoacán, principalmente en cuanto a granos y hortalizas se refiere. La zona de la Piedad, se ha caracterizado históricamente por ser una región de producción de ganado porcino y por las actividades agrícolas de temporal y riego con actividades fuertemente degradativas como son: quema de residuos de cultivos agrícolas, altos insumos agrícolas y una camaradería de bovinos de tipo extensivo. Por otra parte, el crecimiento de la ciudad ha sido desordenado con una fuerte presión hacia las márgenes del Río Lerma.

Se conoce que los almacenes de carbono más importantes del suelo se encuentran en los bosques primarios (nativos) y presentan diferencias significativas con los ecosistemas perturbados por las actividades humanas (Gardí *et al.*, 2014), por lo que resulta importante medir el almacén actual en cada ecosistema, además de ser información de gran utilidad para los inventarios de carbono a nivel regional y nacional. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue medir el almacén de carbono a nivel regional, sobre una secuencia altitudinal en la zona de influencia del Río Lerma, La Piedad.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

La zona de influencia del Río Lerma en la Piedad Michoacán (Figura 1), se encuentra entre los paralelos 20°12' y 20°24' de latitud Norte y los meridianos 101°56' y 102°11' de longitud Oeste; altitud entre 1600 y 2500 m s.n.m.; colinda con los Estados de Jalisco y Guanajuato; y los Municipios michoacanos de Numarán, Zináparo, Churintzio, Ecuandureo y Yurécuaro. Se cuenta con 90 localidades y una población total de 91 132 habitantes contabilizados al año 2009, lo que refleja una zona urbana importante. Es una región intermontana del Cinturón Volcánico Transmexicano (CVT), en la cual dominan las laderas tendidas con lomerío (47.35%), lomeríos sobre basaltos con llanuras (44.28%) y la llanura aluvial (8.37%) (INEGI, 2005). La configuración del terreno desde el Cerro Grande hasta el Río Lerma forma una secuencia altitudinal que facilita el estudio de los suelos, la vegetación, las actividades agrícolas y la relación con la geología de la región.

La geología dominante pertenece al Plioceno-Cuaternario y Cuaternario (75.7%), Terciario (9.72%) y Neógeno, (5.58%), con rocas del tipo de las Ígneas extrusivas como: basalto (65.82%) y toba ácida (9.72%), Sedimentaria: arenisca (5.58%), Suelo: aluvial (6.62%) y residual (3.26%) (INEGI, 2005) lo que sugiere que la geología dominante es relativamente reciente (4.5 m.a.). Las ígneas extrusivas se localizan por arriba de los 1700 m s.n.m., por el contrario, los sedimentos y suelos aluviales por debajo de esta altitud y hasta los 1600 m s.n.m. donde corta la secuencia el Río Lerma.

El clima predominante es el semicálido subhúmedo: (A)C(w<sub>1</sub>)(w), el mes más cálido es mayo con 23.6 °C y el más frío enero, con 15 °C. Tiene temperatura media anual de 19.7 °C. La oscilación térmica es de 8.6 °C. La precipitación se concentra en los meses de junio a septiembre (Cuadro 1). Los principales rasgos hidrológicos corresponden a un tipo centrípeto radial que vierten sus aguas a la Laguna de Chapala correspondiendo a una cuenca endorreica. Respecto a su aridez, la zona de La Piedad corresponde a un tipo húmedo con un valor de 29.1 de acuerdo con el índice de Martonne. La precipitación domina ligeramente sobre la evapotranspiración, lo que sugiere suelos húmedos la mayoría del año.

**Cuadro 1.** Temperaturas y precipitación de la estación La Piedad Cavadas (registro 1925-2003).

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
T	15.0	16.5	19.2	21.8	23.6	23.1	21.6	21.4	21.0	19.8	17.3	15.6	<b>19.7</b>
P	13.6	7.0	4.1	18.6	39.7	154.6	219.2	176.2	151.5	54.4	11.7	13.4	<b>864.0</b>
ETPp	39.9	47.13	64.31	82.62	97.53	93.45	81.66	80.25	77.21	68.38	51.81	41.92	<b>826.28</b>

La agricultura ocupa (52.28%), la zona urbana (8.12%), selva baja caducifolia y matorral subtropical (24.87%), pastizal (9.81%) y bosque de pino-encino (4.00%) (adaptado de INEGI, 2005). La agricultura se desarrolla principalmente en las planicies y piedemonte y el crecimiento urbano presenta un crecimiento hacia las márgenes del Río, los pastizales, selva y matorrales se localizan en las áreas de mayor pendiente (> 7%) con actividades de ganadería extensiva principalmente.

Los principales cultivos son: granos y hortalizas como: maíz (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* (L) Moench), trigo (*Triticum aestivum* L.) avena (*Avena sativa* L.), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), garbanzo (*Cicer arietinum* L.), cebolla (*Allium cepa* L.), jitomate (*Solanum lycopersicum* L.), fresa (*Fragaria x ananassa* Duch) y chile (*Capsicum annuum* L.), principalmente (SIAP, 2015).

### *Materiales y métodos*

Para el estudio de los suelos se consideró como base la secuencia altitudinal, debido a que no es necesario considerar una línea recta como lo es una toposecuencia (Krasilnikov, 2011). Los perfiles o calicatas del suelo, se realizaron en zonas representativas de cada secuencia altitudinal y que ocuparan la mayor cantidad de usos posibles como fueron: bosque de Pino-Encino perturbado (dos sitios) que aún se presenta como relicto en la zona alta del Cerro Grande (2300 m s.n.m.), seguido por fragmentos de matorral subtropical (ocho sitios) y pastizales inducidos muy perturbados y con quemas periódicas. En las zonas de los piedemonte y valle, se presentan los cultivos de riego y temporal (16 sitios) y la zona urbana.

Los suelos fueron descritos por su morfología, horizontes y rasgos de diagnóstico para una aproximación de clasificación con la WRB 2006, con base en el manual de campaña para campo de Schoeneberger *et al.*, (2002).

Los suelos colectados fueron secados a la sombra por lo menos durante dos semanas, se tamizaron por malla de 2 mm y analizaron para las siguientes propiedades: color del suelo seco y húmedo con las Tablas de Munsell<sup>®</sup> (2000), textura por el método de Bouyocous (Gee y Bauder, 1986), densidad aparente y densidad de partículas (Blake y Hartge, 1986), porosidad total del suelo (Danielson y Sutherland, 1986), materia orgánica y carbono orgánico por combustión húmeda de Walkley y Black, CIC por Acetato de amonio 1M, pH 7. El almacén de carbono fue estimado a partir de la fórmula 1.

$$COS t ha^{-1} = CO * Da * P \quad (1)$$

donde, *CO* es el carbono orgánico es expresado en %, *Da* es la densidad aparente en t m<sup>-3</sup> y *P* es el espesor del suelo para la capa superficial (0 a ≈ 50 cm).



**Figura 1.** Zona de influencia del Río Lerma en la Piedad de Cavadas Michoacán.

## Resultados y discusión

Los suelos dominantes encontrados en la zona de influencia del Río Lerma en la Piedad Michoacán, se presentan en una secuencia altitudinal característica como la que se muestra en la Figura 2. Los suelos de las zonas altas corresponden a suelos con convergencias en su desarrollo, algunos incipientes en su formación (Cambisoles) con esqueleto rocoso y Leptosoles en sitios donde la pendiente fue de 15% o mayor, que impiden su desarrollo en profundidad. En las zonas medias de lomeríos, los suelos presentan profundidades de 60 cm en promedio, con desarrollo de grietas, pedregosidad en la superficie pero menor cantidad al interior del suelo. En el valle se desarrollan Vertisoles con profundidades mayores a 100 cm y ocasionalmente pedregosidad superficial. Finalmente, en las zonas de inundación del Río Lerma se presentan Fluvisoles con capas de sedimentos gruesos y finos superpuestos, que sugieren periodos diferenciales en la energía del río.

En general el pH del suelo es de neutro a ligeramente alcalino, ( $\text{pH } 7.0 \pm 0.3$ ), la densidad aparente promedio fue de  $1.1 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$ , siendo esta una de las propiedades más importantes en el cálculo del carbono almacenado en el suelo. Dominan las texturas de arcilla y migajón arcilloso. La porosidad de los suelos está por arriba de 40%.

La variabilidad más importante para el almacén de carbono en la región, corresponde a la profundidad del suelo, teniendo profundidades de 13 hasta 100 cm, siendo este valor dentro del cálculo de almacén de carbono, el que presenta mayor variabilidad en América Latina (Gardi *et al.*, 2014) y la vegetación.

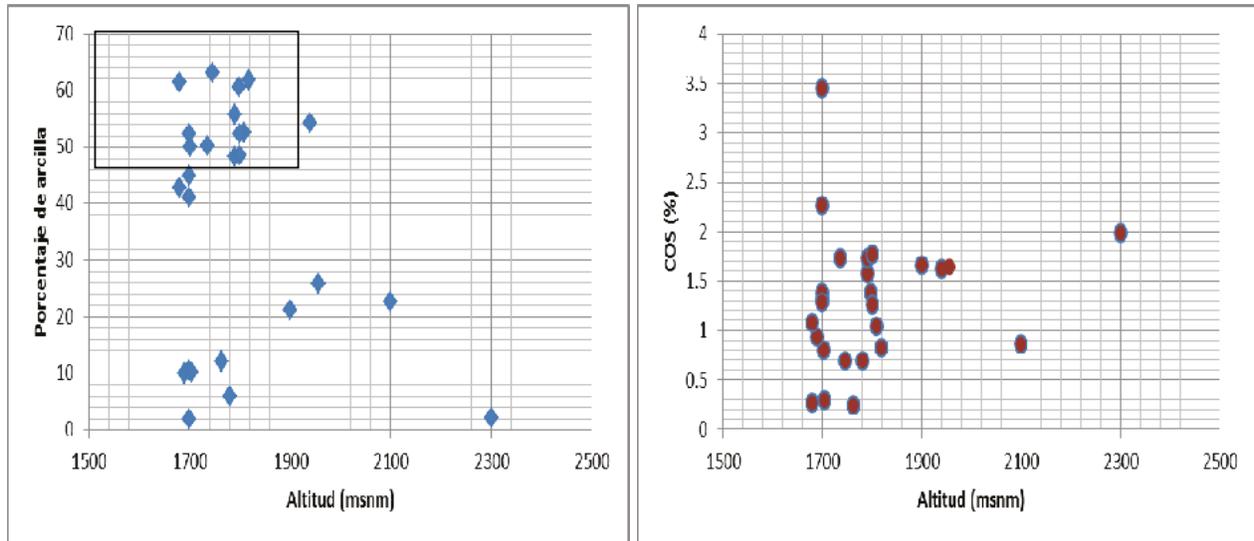
Por otra parte, la arcilla está fuertemente relacionada con los contenidos de materia orgánica del suelo. En el presente estudio se observó que los suelos arcillosos, son utilizados para actividades agrícolas y se agrupan preferentemente en las zonas bajas (Figura 3); sin embargo, no se encontró una relación entre el contenido de arcilla y el contenido de Carbono Orgánico en el suelo (COS), lo que sugiere un efecto negativo de las actividades agrícolas en el almacén de carbono. En esta región son frecuentes las quemadas de residuos de las cosechas después de cada ciclo de cultivo, lo que seguramente ha llevado a perder cantidades significativas de carbono.



**Figura 2.** Secuencia altitudinal típica en la Piedad; a) 2300 m s.n.m., bosque de Encino, profundidad suelo 60 cm; b) 1808 m s.n.m., matorral subtropical, suelo 70 cm; c) 1780 m s.n.m., agricultura, suelo 60 cm; d) 1700 m s.n.m., agricultura, suelo 100 cm.

Por otro lado, la distribución del COS en la secuencia altitudinal no presenta una clara distribución, para ser relacionada con su posición en el paisaje, lo que refleja la variación multifactorial del carbono en el suelo, si bien existe una ligera tendencia con la vegetación (Figura 3). La relación del COS y de la altitud presentó un valor de  $R^2 < 0.02$  para diferentes modelos de regresión. Por otra parte, el COS versus el contenido de arcilla muestran independencia ( $R^2 = 0.0002$  para una correlación lineal y de  $R^2 = 0.1377$  para una forma polinómica), de la misma manera se encontró independencia entre el pH del suelo y el COS. Mismos resultados se presentan al analizarlos por unidades de suelos. La relación entre COS y vegetación y uso del suelo resultó de la misma manera que las anteriores, independiente ( $R^2 = 0.0077$ ).

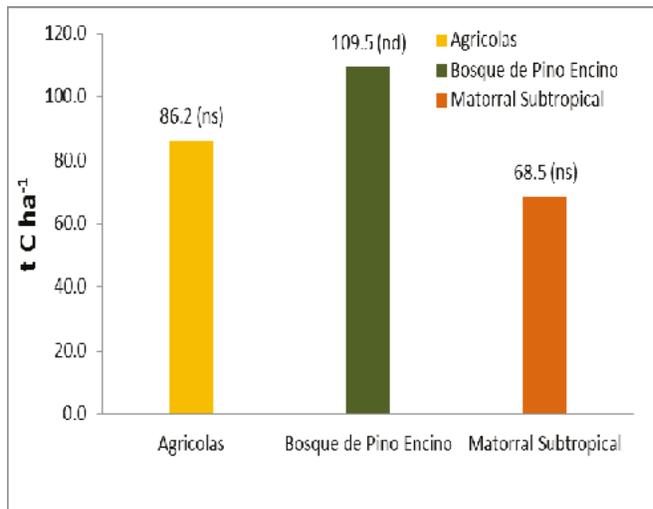
Por lo anterior, los resultados sugieren que la variabilidad del COS es proporcional a la variabilidad de los suelos y por lo tanto, no es posible generar modelos explicativos a nivel regional con herramientas matemáticas simples y es necesario el uso futuro de modelos de edafodiversidad de mayor complejidad, como lo sugiere Ibañez y Saldaña (2011).



**Figura 3.** Formación de arcillas y concentraciones de COS en la secuencia altitudinal.

Respecto a los almacenes de carbono que representa cada unidad del paisaje, en la secuencia altitudinal, encontramos los siguientes resultados: mayores reservorios localizados en los bosques de encino, seguidos de los suelos agrícolas y los matorrales (Figura 4), sin ser estadísticamente significativos ( $p= 0479$ ,  $\alpha= 005$ , Tukey).

Los resultados anteriores sugieren que los relictos de bosques son los almacenes más importantes en la región y desafortunadamente los más amenazados por el cambio de uso del suelo presentando fuerte fragmentación. La cantidad de almacenamiento del carbono varió de 20 a 120  $t C ha^{-1} 100 cm$  (promedio de  $57.9 \pm 35.5 t C ha^{-1} 100 cm$ ) siendo menor en los Leptosoles y mayores en los Fluvisoles y Cambisoles. Los niveles de almacén de carbono se encuentran por debajo del promedio para los suelos de América Latina y el Caribe, como valor de referencia (Gardi *et al.*, 2014).



**Figura 4.** Almacenes de carbono en suelos de la secuencia altitudinal de La Piedad y un matorral fuertemente perturbado.

## Conclusiones

La región de influencia del Río Lerma en La Piedad Michoacán presenta una edafodiversidad bien marcada dentro de una secuencia altitudinal. Los suelos de mayor altitud son suelos jóvenes sobre los que se desarrollan bosques de encino fraccionados con buena capacidad de almacén de carbono  $>100 \text{ t C ha}^{-1}$ , en las zonas medias en los piedemonte suelos, con acumulación de materiales y vegetación predominantemente de matorral con fuerte perturbación, muestran almacenes de alrededor de  $70 \text{ t C ha}^{-1}$  inferior a suelos similares pero utilizados por la agricultura que presentan cerca de  $90 \text{ t C ha}^{-1}$ . La alta edafodiversidad y diversidad de perturbaciones antropogénicas, son limitantes para generar un modelo predictivo utilizando herramientas matemáticas simples, por lo que resulta necesario, el uso de herramientas más poderosas.

## Bibliografía

- Blake G., R Y K. H. Hartge. 1986. Bulk density. *In*: Klute, A. (ed). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd Edition. Monograph N°9. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA. pp. 363-375.
- Danielson R. E., P. L. Sutherland. 1986. Porosity. Methods of soil analysis, Part 1. Rev. Physical and Mineralogical Methods. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. 1358 pp.
- Gardi C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz Gaistardo, A. Encina Rojas, A. Jones, P. Krasilnikov, M. L. Mendonça-Santos Brefin, L. Montanarella, O. Muñoz Ugarte, P. Schad, M. I. Vara Rodríguez, R. Vargas. 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea-Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995 Luxembourg, 176 pp.
- Gee G. W., J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. *In*: Klute, A. (ed). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd Edition. Monograph N° 9. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. USA. pp. 383-411.
- Ibañez J. J, A. Saldaña. 2011. Edafodiversidad: concepto, estimación y utilidad en el análisis global de suelos. Capítulo 9. *En*: Krasilnikov, P., F. J. Jiménez, T. Reyna, N. E. García (eds). Geografía de los suelos de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- INEGI. 2005. Marco Geoestadístico Municipal 2005, versión 3.1. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, La Piedad, Michoacán de Ocampo. Clave geoestadística 16069. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Krasilnikov P. 2011. Distribución espacial de los suelos y los factores que la determinan. Capítulo 1. *En*: Krasilnikov, P., F. J. Jiménez, T. Reyna, N. E. García (eds). Geografía de los suelos de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- MUNSELL® soil color charts. 2000. Revised washable edition. New Windsor, NY: Gretag Macbeth.
- Schoeneberger P. J., D. A. Wysocki, E. C. Benham, W. D. Broderson. 2002. Field book for describing and sampling soils, Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- SIAP. 2015. Información geoespacial. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx/informacion-geoespacial/>.



### 1.13 Efecto de la aplicación de vinazas tequileras en la emisión de gases efecto invernadero (GEI) como CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> en un suelo agrícola

**Moran-Salazar Rene G.<sup>1</sup>; Marino-Marmolejo Nahomy<sup>2</sup>; Davila-Vazquez Gustavo<sup>1</sup>; Luna-Guido Marco<sup>3</sup>; Dendooven Luc<sup>3</sup> y Contreras-Ramos Silvia M.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Unidad de Tecnología Ambiental, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C., Av. Normalistas No. 800, Col. Colinas de la Normal, CP 44270, Guadalajara, Jalisco, México. Autor para correspondencia: [renemorán999@gmail.com](mailto:renemorán999@gmail.com)

<sup>2</sup>Unidad de Biotecnología Médica y Farmacéutica, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C., Av. Normalistas No. 800, Col. Colinas de la Normal, CP 44270, Guadalajara, Jalisco, México.

<sup>3</sup>Laboratorio de Ecología de Suelos, ABACUS, Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional, México.

#### Resumen

Las vinazas tequileras se caracterizan por su elevada concentración de materia orgánica de 35 000 a 60 000 mg/l como DBO. Esta elevada carga orgánica hace suponer que su aplicación al suelo puede ser benéfica para las plantas y/o microorganismos los cuales pudieran aprovechar su alto contenido de materia orgánica. El objetivo de este trabajo es generar conocimiento sobre el efecto de las vinazas tequileras en la generación de gases con efecto invernadero (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>). Se realizó un experimento con diferentes condiciones de humedad en CRA de 40, 80 y 100% utilizando vinaza tequileras o agua como control en microcosmos con headspace. Las emisiones de gases se determinaron en el headspace en los días 0, 1, 2, 3, y 7, utilizando para CO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub> un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones (ECD) y para CH<sub>4</sub> un detector de ionización de flama (FID). Paralelamente se realizó un experimento similar añadiéndole 0.1% de acetileno a cada microcosmo como control positivo. Las mayores emisiones de CO<sub>2</sub> fueron en suelo con vinaza en CRA de 80 y 100%. La producción de N<sub>2</sub>O fue mayor en tratamientos donde se adicionó vinaza con emisiones de 3 mg N<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup>. Las emisiones de metano fueron bajas en todos los tratamientos (0.012 a 0.09 mg kg<sup>-1</sup>) ya sea por desnitrificación o nitrificación+desnitrificación. En este trabajo se observó que la adición de vinazas tequileras promovió las emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> en condiciones de inundación (80 y 100% CRA).

**Palabras clave:** acetileno, capacidad de retención de agua, gases de efecto invernadero.

#### Abstract

The tequila vinasse are characterized by a high concentration of organic matter from 35 000 to 60 000 mg/l as BOD. This high organic load suggests that land application may be beneficial to plants and/or microorganisms which could leverage its high content of organic matter. The objective of this work is to generate knowledge about the effect of the tequila vinasse in the generation of greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>). An experiment with different moisture conditions CRA 40, 80 and 100% was performed using water or vinasse as tequileras control microcosm headspace. Gas emissions in the headspace were determined on days 0, 1, 2, 3, and 7, using CO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> gas chromatograph with electron capture detector (ECD) and CH<sub>4</sub> detector flame ionization (FID). In parallel a similar experiment by adding 0.1% acetylene each microcosm as a positive control was performed. The increased emissions of CO<sub>2</sub> in soil were CRA stillage in 80 and 100%. N<sub>2</sub>O production was higher in treatments where vinasse added with N<sub>2</sub>O emissions of 3 mg kg<sup>-1</sup>. Methane emissions were low in all treatments (0.012 to 0.09 mg kg<sup>-1</sup>) either denitrification or nitrification+denitrification. In this work it was observed that the addition of tequila vinasse promoted CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> in flood conditions (80 and 100% CRA).

**Key words:** acetylene, water holding capacity, greenhouse gases.

## Introducción

El *tequila* se obtiene a partir de una planta endémica de Jalisco *Agave tequilana* Weber var. Azul (Lamas-Robles, 2004) y se produce principalmente en Jalisco (Iñiguez *et al.*, 2005). Se estima que por cada litro de tequila se generan 10 l de vinazas (López-López *et al.*, 2010). Con esta base de cálculo, se estima que en el 2014 se generaron 1763 millones de litros de vinazas (55% Alc. Vol.) (CRT, 2015).

Gran cantidad de vinazas no reciben tratamiento adecuado o completo para el cumplimiento de la normatividad vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1997) antes de ser descargadas en cuerpos de agua y alcantarillado municipal o en suelos agrícolas (Iñiguez *et al.*, 2005). Las vinazas se caracterizan por su elevado contenido de materia orgánica de 35 000 a 60 000 mg/l DBO; (60 000-100 000 como DQO) y un pH de 3 a 4, alta concentración de sólidos suspendidos y disueltos, así como iones de potasio, calcio, y magnesio (Linerio-Gil y Guzmán-Carrillo, 2004; López-López *et al.*, 2010). La elevada carga orgánica compromete el oxígeno disuelto del agua limpia en cuerpos de agua (Tchobanoglous *et al.*, 1991), además incrementa la concentración de K, Ca, y Mg y aumenta la capacidad de intercambio catiónico en el suelo (Cabrera, 2007). Se piensa que la carga orgánica de las vinazas puede ser benéfica para el suelo. Sin embargo, dicha práctica puede tener afectaciones o beneficios al suelo, por lo que se obliga a estudiar los efectos que estas vinazas pudieran tener en los ciclos biogeoquímicos del suelo, entre ellos la generación de gases de efecto invernadero (GEI). Pocos reportes con otro tipo de vinazas como las de azúcar han indicado que la generación de GEI es alta. Como es el caso de lo reportado por Goncalves de Oliveira *et al.*, (2013). Estos autores indicaron que al adicionar 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de vinazas de azúcar de caña al suelo, se generaron emisiones de 2387 y 1525 kg de CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Esto da indicios de que las vinazas pueden estar generando GEI en una alta tasa. Sin embargo, es poco o nulo el conocimiento que se tiene de los efectos de las vinazas tequileras sobre la generación de gases con efecto invernadero (GEI) (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>). Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue investigar la generación de GEI por la adición de vinazas tequileras al suelo evaluando los procesos de nitrificación y desnitrificación inducida por la adición de acetileno.

## Materiales y métodos

Se realizó un muestreo de vinazas tequileras en una fábrica tradicional de tequila ubicada en el Municipio de El Arenal, Jalisco a las cuales se les realizó una caracterización para parámetros de DBO y DQO, pH, sólidos suspendidos, sólidos volátiles, sólidos sedimentables, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT), fósforo total (FT) y disponible (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) además del contenido de metales pesados como Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Níquel (Ni), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Zinc (Zn), Cobre (Cu) por medio de Plasma Inductivamente acoplado (ICP) mediante la metodología de la NOM-117-SSA1-1994 la cual está basada en la EPA método 503 y 6010B.

El suelo de estudio fue tomado de un cultivo de caña (*Saccharum officinarum*) ubicado en el Municipio de El Arenal, Jalisco (20°46'7" Norte y 103°41'18" Oeste). El muestreo se realizó siguiendo la metodología de la NMX-AA132-SCFI-2006. Las muestras de suelo se llevaron al laboratorio y se cribaron en tamiz de 5 mm, posteriormente se caracterizaron fisicoquímicamente con parámetros de: pH, capacidad de retención de agua (CRA), capacidad de intercambio catiónico (CIC), conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT), fósforo total (FT) y disponible (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) por metodologías descritas por la NOM-021-SEMARNAT-2000, así como el contenido de metales pesados como Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Zn, Cu de acuerdo a la NOM-117-SSA1-1994. Se realizó un pre-acondicionamiento del suelo ajustando la CRA a 40% y se dejó incubado durante cuatro días para reactivar la flora microbiana previo a la experimentación de gases.

## Producción de gases con efecto invernadero

Para evaluar la tasa de generación de gases efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$ ) por la aplicación de vinazas tequileras al suelo se realizó un experimento en microcosmos sellados y ajustando la CRA a 40, 80 y 100% con vinazas y/o agua, esto para promover la desnitrificación en los diferentes tratamiento (Cuadro 1), aunque se sabe que pueden existir en estas condiciones ambos procesos nitrificación+denitrificación. Los gases  $\text{CO}_2$  y  $\text{NO}_2$  se midieron en el headspace de los microcosmos en los días 0, 1, 2, 3, y 7, llevando la muestra a un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones (ECD) Agilent (4890D, Agilent Technologies). Se utilizó una columna J&W Scientific GS-Q con 30 m de longitud y 520  $\mu\text{m}$  de diámetro interno, utilizando como gas acarreador el  $\text{N}_2$  a un flujo de 5  $\text{ml min}^{-1}$ . Las temperaturas del puerto de inyección, el detector y la columna en el horno fueron de 100 °C, 225 °C, y 35 °C, respectivamente. Para cada análisis se inyectó una alícuota de 1 ml utilizando una jeringa de vidrio con sello de Teflón (Hamilton®, USA).

Para determinar la concentración de metano producido, se tomó 1 ml de una muestra de gas del headspace de cada microcosmo el cual fue analizado en un cromatógrafo FID, en una columna APORAPAK Q80/10012  $\times 1/8' \times 0.085'$  con una temperatura del detector de 310 °C, puerto de inyección de 100 °C y el horno a 32 °C, utilizando Helio como gas acarreador a un flujo de 25  $\text{ml min}^{-1}$  siguiendo el método propuesto por Ruíz-Valdiviezo *et al.*, (2010). Se realizó un experimento similar al anterior con todos los tratamientos del Cuadro 1, con 0.1% de acetileno (control positivo) a cada microcosmo ya que se ha reportado que inhibe la nitrificación (Herrmann *et al.*, 2007). En este experimento se evaluaron las emisiones en el proceso de desnitrificación. Todos los datos obtenidos se sometieron a un ANOVA de dos o tres vías con prueba de Tukey con  $P < 0.05$ .

**Cuadro 1.** Tratamientos para nitrificación y desmitificación.

CRA	Riego con	Sin Acetileno	Con acetileno (0.1%)
		(Nitrificación + Desnitrificación)	Desnitrificación
40	Agua	40-A	40-A-A
80	Agua	80-A	80-A-A
100	Agua	100-A	100-A-A
40	Vinaza	40-V	40-V-A
80	Vinaza	80-V	80-V-A
100	Vinaza	100-V	100-V-A

## Resultados y discusión

### Caracterización del suelo

La composición fisicoquímica del suelo se muestra en la Cuadro 2. El tipo de suelo fue Feozem, el cual presentó una elevada cantidad de materia orgánica por lo que se puede encontrar en suelos forestales y de agricultura. Comparando el suelo de estudio con la Norma Mexicana de Fertilidad NOM-021-SEMARNAT-2006 y la USDA 2014, se observó que el suelo tuvo un pH neutro, es muy fuertemente salino debido a su CE y alta CIC. El contenido de  $\text{PO}_4^{-3}$  y FT es bajo, y el de MO es medio, además presenta un contenido muy bajo en  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , pero en NT es alto. En metales como Pb, Cd y Ni se considera normal y el contenido de Fe, Mn, Zn y Cu es apropiado de acuerdo a ambas normas.

La clasificación textural del suelo fue franco arenoso. Este tipo de suelos son capaces de drenar rápidamente el exceso de agua, pero no pueden mantener cantidades importantes de agua o nutrientes

para sus plantas. Las plantas cultivadas en este tipo de suelo requieren un riego más frecuente y una fertilización de suelos (Schjonning *et al.*, 1994).

### Caracterización de vinazas

Las vinazas tequileras que se evaluaron tuvieron una elevada cantidad de DQO (25 367 mg l<sup>-1</sup>) y DBO (57 762 mg l<sup>-1</sup>), comparada con los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y de la USEPA 2004 para uso en riego agrícola (Cuadro 3).

Al comparar las vinazas tequileras con otro tipo de vinazas reportadas por otros autores (Cuadro 3), se observó que tuvieron similares concentraciones de DBO (40-50 g l<sup>-1</sup>), DQO (20-30 g l<sup>-1</sup>) y pH ácido de 3 a 4. También, se observó que el contenido de nitrógeno total en vinazas tequileras (4.2 g l<sup>-1</sup>) fue mayor al reportado (20-4750 mg l<sup>-1</sup>) en otras vinazas (azúcar de caña, remolacha, mezcal). El contenido de sólidos totales en las vinazas utilizadas en esta investigación (40.8 mg l<sup>-1</sup>) fue menor a lo reportado para otros tipos de vinazas (Cuadro 3).

### Evaluación de las emisiones de GEI

En el experimento de desnitrificación (tratamientos con acetileno), la mayor producción de CO<sub>2</sub> se observó en el tratamiento con vinaza a CRA de 80% (V-80) (460 mg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>) a los siete días. Para el experimento de desnitrificación+nitrificación (tratamientos sin acetileno) la mayor emisión de CO<sub>2</sub> fue con vinaza y 100 de CRA (V-100= 35 mg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>). Significativamente la adición de vinazas generó una mayor emisión de CO<sub>2</sub> en condiciones anaerobias (CRA 80 y 100%) en el suelo comparado con la adición de agua, esto presumiblemente en ambos procesos de desnitrificación+nitrificación.

**Cuadro 2.** Caracterización del suelo vinaza y control.

Parámetro	Suelo Control	Suelo vinaza	NOM-021-SEMARNAT-2000	USDA 2014
Clasificación textural	Franco Arenoso	Franco Arenoso	N.E.	N.E.
Tipo de suelo	Feozem	Feozem	N.E.	N.E.
pH	6.5±0.2 <sup>A</sup>	7.0±0.3 <sup>B</sup>	Neutral	Neutral
Conductividad eléctrica (CE) (mS cm <sup>-2</sup> )	83.8±31.2 <sup>A</sup>	80.4±35.4 <sup>A</sup>	F. S.	M. S.
Capacidad de retención de agua (CRA) (%)	10±4.2 <sup>A</sup>	17.9±5.3 <sup>B</sup>	N.E.	N.E.
Humedad (%)	9.4±1.3 <sup>A</sup>	12.4±2.0 <sup>B</sup>	N.E.	N.E.
Capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Cmol kg <sup>-1</sup> )	27.3±5.9 <sup>A</sup>	25.5±6.8 <sup>A</sup>	Alto	N.E.
Ceniza (%)	92.6±1.4 <sup>A</sup>	92.3±3.1 <sup>A</sup>	N.E.	N.E.
Arena (%)	70.0±3.0 <sup>A</sup>	68.7±1.8 <sup>A</sup>	N.E.	N.E.
Arcilla (%)	16.9±4.1 <sup>A</sup>	16.7±1.5 <sup>A</sup>	N.E.	N.E.
Limo (%)	13.1±3.3 <sup>A</sup>	14.7±2.4 <sup>A</sup>	N.E.	N.E.
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ) (mg kg <sup>-1</sup> )	0.1±0.03 <sup>A</sup>	0.1±0.02 <sup>B</sup>	Bajo	Muy bajo
Fosforo total (PT) (mg kg <sup>-1</sup> )	1.7±0.08 <sup>A</sup>	3.1±1.7 <sup>A</sup>	Bajo	Muy bajo
Carbono orgánico Total (COT) (g C kg <sup>-1</sup> )	54.3±1.3 <sup>A</sup>	43.2±1.9 <sup>A</sup>	N.E.	N.E.
Materia orgánica (MO) (g kg <sup>-1</sup> )	93.7±1.5 <sup>A</sup>	74.4±14.1 <sup>A</sup>	Alto	N.E.
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (mg kg <sup>-1</sup> )	0.01±0.0 <sup>A</sup>	0.03±0.01 <sup>B</sup>	Muy bajo	N.E.
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (mg kg <sup>-1</sup> )	0.45±0.07 <sup>A</sup>	0.7±0.3 <sup>B</sup>	Muy bajo	N.E.
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (mg kg <sup>-1</sup> )	0.04±0.03 <sup>A</sup>	0.05±0.04 <sup>A</sup>	Muy bajo	N.E.
Nitrógeno total (NT) (mg kg <sup>-1</sup> )	971±147 <sup>A</sup>	1259±284 <sup>A</sup>	Alto	N.E.
Plomo (Pb) (mg kg <sup>-1</sup> )	12.0±0.2 <sup>A</sup>	12.1±3.2 <sup>B</sup>	Normal	N.E.
Cadmio (Cd) (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.2±0 <sup>A</sup>	<0.2±0 <sup>A</sup>	Normal	N.E.
Nickel (Ni) (mg kg <sup>-1</sup> )	3.2±0.5 <sup>A</sup>	2.9±0.2 <sup>A</sup>	Normal	N.E.
Hierro (Fe) (g kg <sup>-1</sup> )	18.4±5.3 <sup>A</sup>	14.4±7 <sup>A</sup>	Apropiado	N.E.
Manganeso (Mn) (mg kg <sup>-1</sup> )	369±115 <sup>A</sup>	309±2.7 <sup>A</sup>	Apropiado	N.E.
Zinc (Zn) (mg kg <sup>-1</sup> )	34.8±2.6 <sup>A</sup>	34.0±5.3 <sup>A</sup>	Apropiado	N.E.
Cobre (Cu) (mg kg <sup>-1</sup> )	10.1±10.6 <sup>A</sup>	10.6±2.5 <sup>A</sup>	Apropiado	N.E.

Letras diferentes indican diferencia significativa entre ambos suelos ( $P < 0.05$ ) ( $n = 3$ ).

N.E. significa no especificado. F.S. significa fuertemente salino. M.S. significa moderadamente salino.

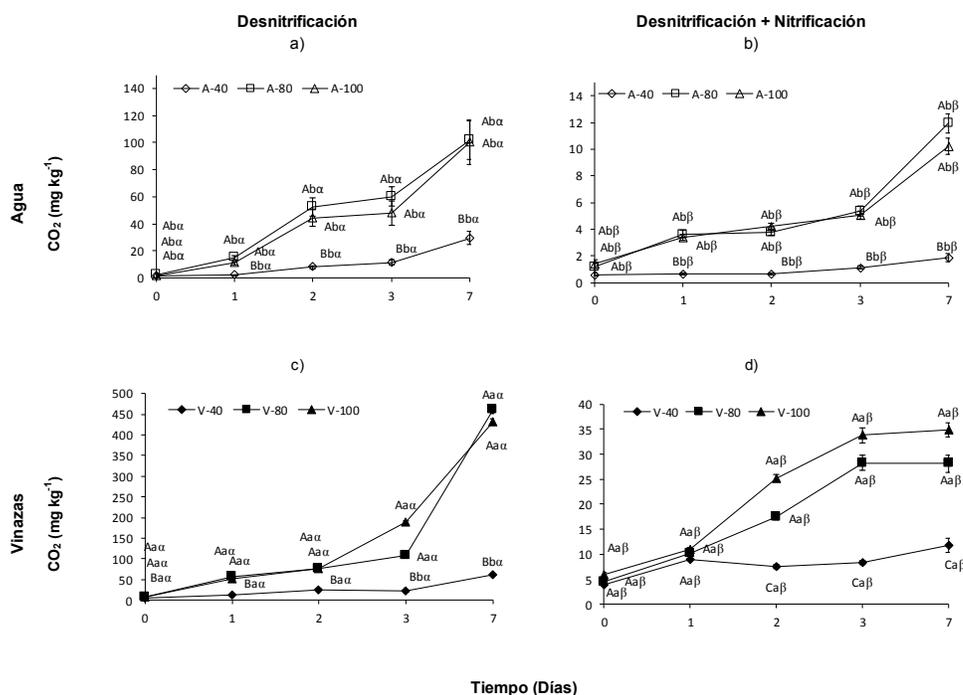
**Cuadro 3.** Caracterización y Comparación de vinazas utilizadas en este trabajo con diferentes tipos de vinazas.

Parámetro	Vinaza	Azúcar de caña	Remolacha	Mezcal	Tequila	*NOM-001-SEMARNAT-1996	*USEPA 2004
pH	3.5±0.1	3.8-4.7 <sup>a</sup>	4.3-5.35 <sup>b</sup>	3.6-3.8 <sup>a</sup>	3.4-4.5 <sup>b,1</sup>	N.E	6
Conductividad eléctrica (CE) (mS cm <sup>-2</sup> )	3.3±0.1	16 <sup>c</sup>	35-40 <sup>d,g</sup>	2.6-4.2 <sup>a</sup>	0.00195 <sup>f</sup>	N.E	N.E
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ) (mg l <sup>-1</sup> )	22.4±1	20-233 <sup>a</sup>	120 <sup>g</sup>	290-1705 <sup>a</sup>	100-700 <sup>1</sup>	N.E	N.E
Fosforo total (PT) (mg l <sup>-1</sup> )	26.4±1	1-190 <sup>b</sup>	160-163 <sup>b</sup>	N.E.	41 <sup>b</sup>	N.E	N.E
Carbón orgánico Total (COT) (g l <sup>-1</sup> )	16.8±1	26-32 <sup>a</sup>	196-592 <sup>d,h</sup>	N.E.	16.8 <sup>g</sup>	N.E	N.E
Materia orgánica (MO) (%)	4.6±0.6	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (mg l <sup>-1</sup> )	2.2±0.2	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (mg l <sup>-1</sup> )	580±88	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (mg l <sup>-1</sup> )	1.4±1.0	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Nitrógeno total (NT) (g l <sup>-1</sup> )	4.2±0.1	975 <sup>a</sup>	1800-4750 <sup>b</sup>	660 <sup>a</sup>	20-50 <sup>1</sup>	N.E	N.E
DQO total (DQO) (g l <sup>-1</sup> )	57.8±1.9	59-80.5 <sup>a</sup>	55.5-91.1 <sup>b</sup>	56.2-123 <sup>a</sup>	55.2-66.3 <sup>b</sup>	N.E	N.E
DQO soluble (DQO) (g l <sup>-1</sup> )	53.7±3.6	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
DBO total (DBO) (g l <sup>-1</sup> )	25.4±1.7	31.5-75 <sup>a</sup>	27.5-44.9 <sup>b</sup>	N.E.	20.6 <sup>b</sup>	N.E	45.0
DBO soluble (DBO) (g l <sup>-1</sup> )	12.7±1.6	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Sólidos totales (mg l <sup>-1</sup> )	40.8±3.0	63-6 <sup>a</sup>	109 <sup>g</sup>	26-95 <sup>a</sup>	25-50 <sup>1</sup>	N.E	N.E
Sólidos suspendidos totales (mg l <sup>-1</sup> )	11.2±2.0	3-11 <sup>a</sup>	3.6 <sup>g</sup>	3.1-8.4 <sup>a</sup>	2-8 <sup>1</sup>	N.E	45.0
Sólidos suspendidos volátiles (mg l <sup>-1</sup> )	12.5±3.0	2.5-9 <sup>a</sup>	2.5 <sup>g</sup>	1.1-6.8 <sup>a</sup>	1.9-7.5 <sup>1</sup>	N.E	N.E
Sólidos volátiles totales (mg l <sup>-1</sup> )	37.3±3.0	82	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Sólidos disueltos totales (mg l <sup>-1</sup> )	29.6±3.0	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Sólidos sedimentables (ml l <sup>-1</sup> )	120±5.0	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E	N.E
Arsénico (As) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	0.4	N.E
Cadmio (Cd) (mg l <sup>-1</sup> )	<0.2±0.0	0.04-1.36 <sup>b</sup>	<0.1 <sup>h</sup>	N.E.	0.01-0.2 <sup>b</sup>	0.1	0.01-0.05
Cobre(Cu) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	N.E.	2.1-5 <sup>b</sup>	N.E.	0.36-4 <sup>b</sup>	6	0.2-5
Cromo (Cr) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	N.E.	<0.01 <sup>h</sup>	N.E.	N.E.	1	0.1-1
Mercurio (Hg) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	N.E.	<0.001 <sup>i</sup>	N.E.	N.E.	0.01	0.002
Plomo (Pb) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	0.02-0.48 <sup>b</sup>	< 5 <sup>b</sup>	N.E.	0.065-0.5 <sup>b</sup>	10	5-10
Nickel (Ni) (mg l <sup>-1</sup> )	<1.0±0.0	N.E.	<0.1 <sup>h</sup>	N.E.	<0.02 <sup>1</sup>	4	0.2-2
Zinc (Zn) (mg l <sup>-1</sup> )	2.3±0.0	15 <sup>a</sup>	11 <sup>h</sup>	N.E.	<1 <sup>1</sup>	20	5-20
Hierro (Fe) (mg l <sup>-1</sup> )	24.0±0.9	12.8-203 <sup>b,a</sup>	203-226 <sup>b</sup>	N.E.	35.2-45 <sup>b</sup>	N.E	N.E

\*Límites permitidos para descargas en suelo; <sup>a</sup>Robles-González *et al.*, (2012); <sup>b</sup>España-Gamboa *et al.*, (2011); <sup>c</sup>Bautista-Zúñiga *et al.*, (1998); <sup>d</sup>Niñez-Zofio *et al.*, (2013); <sup>e</sup>Conde-Bueno *et al.*, (2009); <sup>f</sup>Íñiguez *et al.*, (2005); <sup>g</sup>Jiménez *et al.*, (2003); <sup>h</sup>Tejeda *et al.*, (2009); <sup>i</sup>Tejeda *et al.*, (2007); <sup>j</sup>Santos *et al.*, (2014); <sup>k</sup>Vlyssides *et al.*, (2010); <sup>l</sup>López-López *et al.*, (2010).

N.E. significa no especificado.

En el proceso de desnitrificación (tratamientos con acetileno) las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron 4.5, 4.3 y 2 veces mayores cuando se aplicó vinaza en una CRA de 40, 80 y 100% comparada con el suelo donde se aplicó agua ( $p < 0.05$ ). Mientras que en los procesos de nitrificación+desnitrificación (sin acetileno) la adición de vinazas promovió que las emisiones de CO<sub>2</sub> fueran 3.5, 2.5 y 6 veces mayor que los tratamientos donde se adiciono agua en sus diferentes CRA 40, 80 y 100% respectivamente ( $p < 0.05$ ). En el proceso de desnitrificación en CRA de 40, 80 y 100% irrigado con agua la emisión CO<sub>2</sub> fue 14, 9 y 10 veces mayor que en el suelo donde se evaluó la desnitrificación y nitrificación. Mientras que con el riego con vinazas la emisión de CO<sub>2</sub> por el proceso de desnitrificación fue 15, 13 y 5 veces mayor en CRA de 100, 80 y 40% respectivamente, comparada con la emisión de los tratamientos sin acetileno donde se presentan ambos proceso de nitrificación+desnitrificación (Figura 1). Esta diferencia se explica porque el acetileno puede ser oxidado bajo condiciones aerobias y anaerobias hasta CO<sub>2</sub> algunos microorganismos del suelo, como el caso de *Rhodococcus* que es capaz de utilizar el acetileno como única fuente de carbono (Dendooven *et al.*, 1998).



**Figura 1.** Emisiones de CO<sub>2</sub> durante la desnitrificación. Las letras mayúsculas diferentes significan diferencia significativa entre CRAs a través del tiempo, las letras minúsculas diferentes representan diferencias entre el riego (agua o vinaza), las letras diferentes de α y β representan diferencias entre los tratamientos con acetileno y sin acetileno.

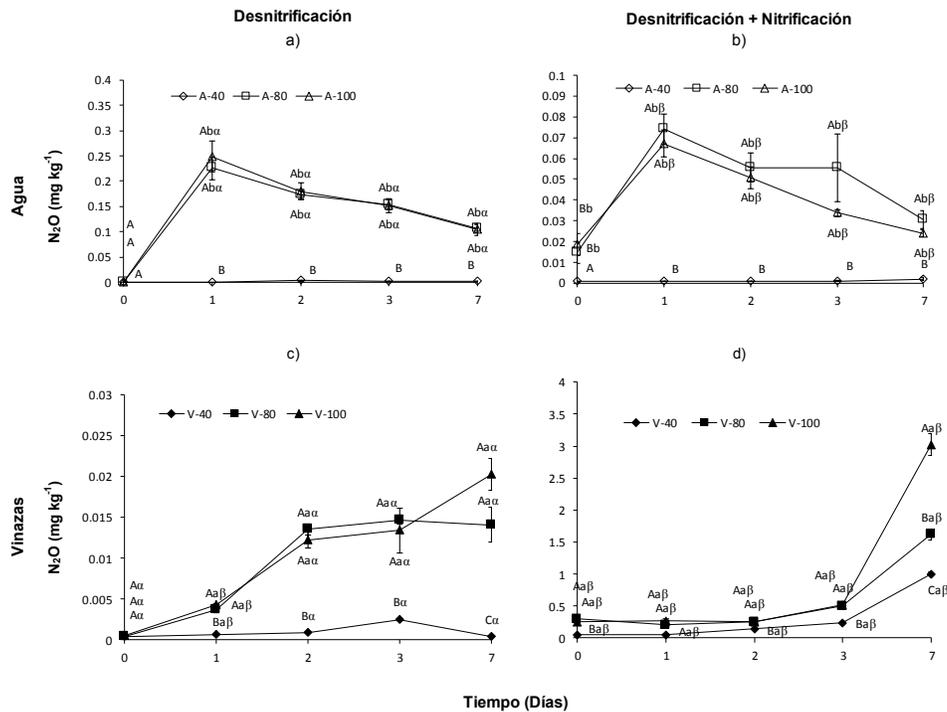
Durante la desnitrificación (tratamientos con acetileno) la mayor producción de N<sub>2</sub>O se observó en el tratamiento A-100 (0.24 mg N<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup> suelo) en el día uno. Para el experimento de desnitrificación+nitrificación (tratamientos sin acetileno) la mayor emisión de N<sub>2</sub>O fue en el tratamiento SC-V-100 (3 mg N<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup> suelo). En el proceso de desnitrificación más nitrificación cuando se adicionó vinaza se generó una mayor emisión de N<sub>2</sub>O en condiciones anaerobias (CRA 80 y 100%) con respecto a los tratamientos sin vinazas ( $p < 0.05$ ).

En el proceso de desnitrificación (tratamientos con acetileno) las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron 3, 10 y 5 veces mayores cuando se aplicó agua en una CRA de 40, 80 y 100% comparada con el suelo donde se aplicó vinaza. Esta diferencia puede ser por que el nitrógeno de las vinazas se puede llegar a convertir a N<sub>2</sub> elemental por la ruta anaerobia en altas concentraciones de humedad (Zhu *et al.*, 2013). Mientras que en los procesos de nitrificación+desnitrificación (sin acetileno) la adición de vinazas promovió que las emisiones de N<sub>2</sub>O fueran 150, 67 y 500 veces mayor que los tratamientos donde se adicionó agua en sus diferentes CRA 40, 80 y 100% respectivamente ( $p < 0.05$ ).

Algunos reportes han indicado que cuando se agrega nitrógeno en materia orgánica, la emisión de N<sub>2</sub>O aumenta a mayor contenido de CRA, como lo reportado por Rodríguez *et al.*, (2011) quienes encontraron que en diferentes CRA (40, 60, 80 y 100%), el N<sub>2</sub>O incrementó a mayor contenido de CRA. Esto indicó que a medida que aumentó el contenido de agua en el suelo, la desnitrificación se convirtió en el proceso dominante para la emisión de N<sub>2</sub>O, debido al desarrollo de condiciones anaerobias que favorecen la reducción del nitrógeno. Sin embargo también se genera en bajos contenidos de humedad probablemente por micrositios anaerobios donde microorganismos desnitrificantes pueden habitar (Zhu *et al.*, 2013).

En el proceso de desnitrificación en CRA de 80 y 100% irrigado con agua la emisión N<sub>2</sub>O fue 5 y 3.3 veces mayor que en el suelo donde se evaluó la desnitrificación y nitrificación ( $p < 0.05$ ). Indicando que el Nitrógeno del suelo es transformado a N<sub>2</sub>O en este proceso, promovido por la anaerobiosis y por

la inducción de la ruta con acetileno. Mientras que con el riego con vinazas la emisión de  $N_2O$  por el proceso de desnitrificación+nitrificación fue 150 y 200 veces mayor en CRA de 80 y 100% respectivamente, comparada con la emisión de los tratamientos con acetileno donde se presenta sólo desnitrificación (Figura 2). Esta diferencia está dada por que el acetileno induce la ruta de desnitrificación donde la conversión del nitrógeno puede llegar hasta  $N_2$ , sin que pueda existir una acumulación de  $N_2O$  para ser detectada en los experimentos (Zhu *et al.*, 2013).

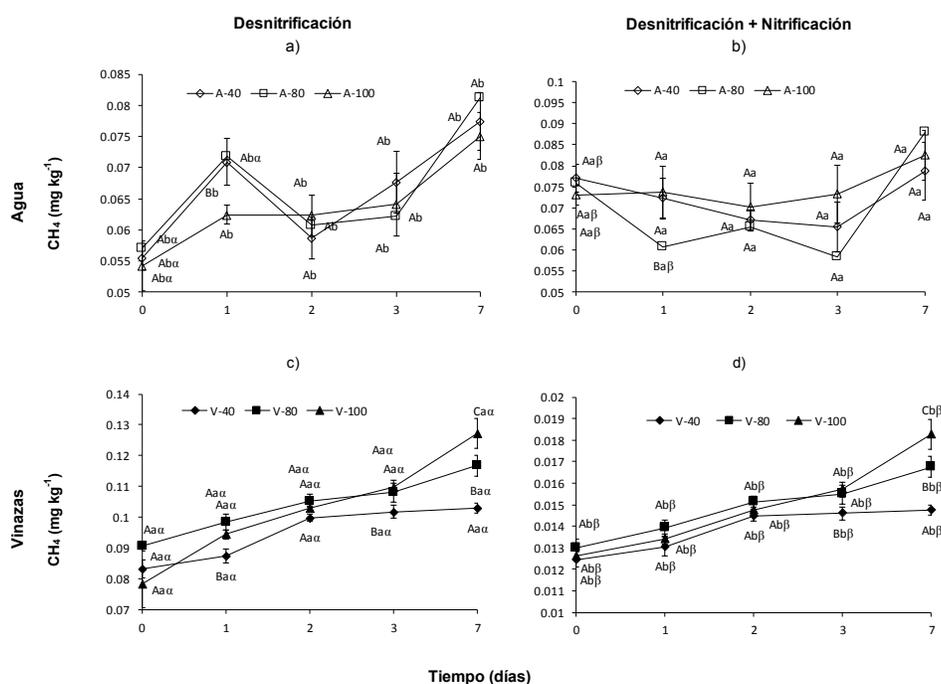


**Figura 2.** Emisiones de  $N_2O$ . Las letras mayúsculas diferentes significan diferencia significativa entre CRAs a través del tiempo, las letras minúsculas diferentes representan diferencia entre el riego (agua o vinaza), las letras  $\alpha$  y  $\beta$  representan diferencias entre los tratamientos con acetileno y sin acetileno.

En los tratamientos con acetileno (desnitrificación) la mayor producción de  $CH_4$  se observó en el con vinaza y a 100% de CRA (V-100= 0.13  $mg\ CH_4\ kg^{-1}$  suelo) a los siete días sin diferencia significativa. Para el experimento de desnitrificación+nitrificación (tratamientos sin acetileno) la mayor emisión de  $CH_4$  fue en el tratamiento con agua a 80% de CRA (A-80= 0.08  $mg\ CH_4\ kg^{-1}$  suelo). En el proceso de desnitrificación cuando se adicionó vinazas se generó una mayor emisión de  $CH_4$  en condiciones anaerobias (CRA 80 y 100%) en el suelo con respecto a los tratamientos sin vinazas.

En el proceso de desnitrificación (tratamientos con acetileno) las emisiones de  $CH_4$  fueron 1.6, 1.3 y 1.4 veces mayores cuando se aplicó vinaza en una CRA de 40, 80 y 100% comparada con el suelo donde se aplicó agua. En el proceso de desnitrificación en CRA de 40, 80 y 100% irrigado con agua la emisión  $CH_4$  fue similar que en el suelo donde se evaluó la desnitrificación y nitrificación. Mientras que con el riego con vinazas la emisión de  $CH_4$  por el proceso de desnitrificación fue 6.5, 6.9 y 7 veces mayor en CRA de 100, 80 y 40% respectivamente, comparada con la emisión de los tratamientos sin acetileno donde se presentan ambos proceso de nitrificación+desnitrificación (Figura 3). Sin embargo la producción de metano en todos los tratamientos fue en baja concentración (0.012 a 0.08  $mg\ kg^{-1}$ ) ya sea por desnitrificación o desnitrificación más nitrificación (Figura 3).

Estos resultados sugirieron que la fracción de carbono de las vinazas siguió la ruta de oxidación hasta generar  $\text{CO}_2$  y una mínima cantidad de  $\text{CH}_4$ . Algunos reportes han indicado que una mejor absorción de  $\text{CH}_4$  ha sido reportada después de periodos de lluvia, lo cual es asociado a la presencia de microorganismos metanotróficos. Estas bacterias metanotróficas son conocidas por oxidar  $\text{CH}_4$  a  $\text{CO}_2$  y son generalmente encontradas en suelos con alta humedad (Nesbit and Breitenbeck, 1992). Esto sugiere que la aplicación de vinazas al suelo no incrementa significativamente las emisiones de  $\text{CH}_4$ . Este mismo comportamiento fue observado con vinazas de azúcar de caña por Soares *et al.*, (2009), quienes reportaron que en suelo agrícola las emisiones de  $\text{CH}_4$  fueron significativas sólo cuando el suelo se encontraba en condiciones inundadas por varias horas. En este trabajo es posible que las bajas emisiones de metano sean debido a que organismos metanogénicos consuman el metano y produzcan  $\text{CO}_2$ .



**Figura 3.** Emisiones de  $\text{CH}_4$ . Las letras mayúsculas diferentes significan diferencia significativa entre CRAs a través del tiempo, las letras minúsculas diferentes representan diferencia entre el riego (agua o vinaza), las letras  $\alpha$  y  $\beta$  representan diferencias entre los tratamientos con acetileno y sin acetileno.

Haciendo una estimación del potencial de emisión de gases con efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) por aplicación de vinaza al suelo con los resultados encontrados en este estudio y de acuerdo con los factores de emisión recomendados por el IPCC (2007), se estimó que por cada litro de vinaza de tequila adicionado al suelo en condiciones de desnitrificación (anaerobiosis por inundación) podrían generarse emisiones de  $\text{CO}_2$  dentro del intervalo de 2 760-8 346  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ . Emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  87-1 692  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  y  $\text{CH}_4$  de 328 -1 356  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  en las diferentes CRA. Mientras que si están presentes ambos procesos de nitrificación y desnitrificación se pueden generar emisiones de  $\text{CO}_2$  equivalentes a 280- 6 716  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ . Para  $\text{N}_2\text{O}$  emisiones de 132-486  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  y de  $\text{CH}_4$  163-1 379  $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  en las diferentes condiciones de humedad (40, 80 y 100% de CRA). Estos valores fueron superiores a lo informado por Goncalves de Oliveira *et al.*, (2013), quienes indicaron que 200  $\text{m}^3$  de vinaza de caña de azúcar aplicado al suelo generaron 2.387 y 1.525  $\text{kg de CO}_2 \text{eq ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) en áreas de caña de azúcar quemada y sin quemar, respectivamente.

Thangarajan *et al.*, (2013), reportaron que las enmiendas orgánicas contribuyen a las emisiones de GEI (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>) directamente a través del contenido de C y N presentes en dichas enmiendas. Estos autores proponen una ecuación para medir la cantidad potencial de los gases de efecto invernadero (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) a través de enmiendas orgánicas, teniendo en cuenta toda la masa o el volumen generado de esos desechos al ser aplicados al suelo. De acuerdo con la ecuación propuesta por estos autores y teniendo en cuenta la generación de vinazas de diferentes productos se estimó el potencial de emisiones de GEI para diferentes vinazas, entre ellas las de tequila, las cuales se reportan en el Cuadro 4.

Al estimar las emisiones de gases efecto invernadero con los diferentes tipos de vinaza, se observó que las mayores emisiones de GEI están dadas por las vinazas de azúcar de caña, esto debido a que son las que más se generan a nivel mundial (FAO, 2014). Actualmente la adición de diferentes enmiendas orgánicas como estiércol animal puede generar 400 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente medidos como CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, mientras que la adición de fertilizantes químicos genera 2,100 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente medidos como N<sub>2</sub>O (Carmo *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2013). Al comparar estas emisiones con las calculadas en el Cuadro se observó que podrían generarse mucho más emisiones de GEI que con las enmiendas orgánicas y fertilizantes químicos.

**Cuadro 4.** Estimación de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) para diferentes tipos de vinazas.

Tipo de vinaza	Generación de vinaza <sup>e</sup> 1 × 10 <sup>9</sup>	Densidad Mg/m <sup>3</sup>	Mg de vinaza generados × 10 <sup>8</sup>	Dosis <sup>g</sup> Ton/ha	%C en Vinaza	%N en vinaza	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
							(CO <sub>2</sub> -C eq Gg/año) <sup>h</sup>		
<sup>a</sup> Azúcar de caña	1400-2100		18-26		0.29	0.123	92 015-138 022	1425-2138	13 169-19 753
<sup>b</sup> Remolacha	200-320		2.5-3.9		0.52	0.475	13 245-20 604	368-572	7 320-11 387
<sup>c</sup> Mezcal	0.0034-0.0063	1.25 <sup>f</sup>	0.00042-0.00079	382.5	N. R.	0.660	2-4	N.E	2-3
<sup>d</sup> Tequila	0.16-0.23		0.02-0.03		0.168	0.035	104-148	0.95-1.35	4-6

<sup>a</sup>Goldemberg *et al.*, (2008); <sup>b</sup>Christodoulou and Bezergianni (2007); <sup>c</sup>CRM (2015); <sup>d</sup>CRT (2015); N.R. No reportado; N.E. no estimado; <sup>e</sup>litros estimados de la producción total de diferentes productos; <sup>f</sup>Densidad 1.25 Mg/m<sup>3</sup> reportada por Tejeda *et al.*, (2007) para vinazas de remolacha la cual fue generalizada para todas las vinazas en este documento para estimar el potencias de emisiones de GEI. <sup>g</sup>Dosis recomendada por Aparecida-Christofolletti *et al.*, (2013) 300 m<sup>3</sup>/ha y convertida a ton ha<sup>-1</sup>; <sup>h</sup>Ecuación para estimar la producción de emisiones de GEI (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>) emisiones: CO<sub>2</sub>-C (Gg/año) = (((Producción de vinazas (Mg/año))/(potencial de aplicación (t/ha))) \* C to CO<sub>2</sub> factor de emisión (20 C t/ha/año)/1000; CH<sub>4</sub>-CO<sub>2</sub>-Ceq (Gg/año) = Producción de vinazas (Mg/año) \* %C en vinaza \* C to CH<sub>4</sub> conversión (1.33)\*1/1000\*21\*C to CH<sub>4</sub> factor de emisión (1%); N<sub>2</sub>O-CO<sub>2</sub>-Ceq (Gg/año) = Producción de vinazas (Mg/año) \* %N en vinazas \* conversión de N a N<sub>2</sub>O (1.57)\*1/1000\*310 \* factor de emisión N a N<sub>2</sub>O (1.25%); donde 1.33 es la conversión de C a CH<sub>4</sub>; 1.57 es la conversión de N a N<sub>2</sub>O; 1.25%; 1000 es el factor de conversión de Mg a Gg.

## Conclusiones

Las mayores emisiones de CO<sub>2</sub> fueron en tratamientos con vinaza a altas condiciones de humedad (V-80 y V-100) ya sea en el proceso de desnitrificación o el de nitrificación+desnitrificación. La adición de vinazas promovió de 2 a 6 veces más las emisiones de CO<sub>2</sub> en todos los tratamientos con las diferentes condiciones de humedad. En las condiciones de desnitrificación y nitrificación (ambos procesos) las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron entre 90-100 veces mayores cuando se agregó vinazas tequileras, que cuando se agregó agua al suelo en condiciones de inundación (80 y 100% CRA). La producción de CH<sub>4</sub> fue mayor (1.6 veces) cuando se agregan vinazas comparado con agua cuando se promueve la desnitrificación independientemente de las condiciones de humedad. En este trabajo se observó que la adición de vinazas tequileras al suelo puede generar incrementos en las emisiones de GEI. Las emisiones estimadas de GEI indican que por cada litro de vinaza de tequila adicionado al suelo se puede generar emisiones de CO<sub>2</sub> de 280 a 6 716 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, además 129 a 110 741 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de N<sub>2</sub>O y 55 a 1 181 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de CH<sub>4</sub> a 80 y 100% de CRA en ambos procesos (nitrificación y desnitrificación).

## Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), dentro del fondo SEP-CONACYT-Ciencia Básica con el proyecto 181070.

## Bibliografía

- Aparecida-Christofolletti C., J. Pedro-Escher, J. Evangelista-Correia, J. F. Urbano-Marinho, C. S. Fontanetti. 2013. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste Manage* 33:2752-2761.
- Bautista-Zúñiga F., M. d. C. Durán-de-Bazúa,. 1998. Análisis del beneficio y riesgo potenciales de la aplicación al suelo de vinazas crudas y tratadas biológicamente. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 14:13-19.
- Cabrera M. L. 2007. Mineralización y Nitrificación: Procesos claves en el ciclo del nitrógeno. *Informaciones Agrónomicas* 34:1-8.
- Carmo J. B., S. Filoso, L. C. Zotelli, E. R. De Sousa Neto, L. M. Pitombo, P. J. Duarte-Neto, V. P. Vargas, C. A. Andrade, G. J. C. Gava, R. Rossetto, H. Cantarella, A. E. Neto, L. A. Martinelli. 2012. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *Global Change Biology Bioenergy* 5:267–280.
- Christodoulou P., S. Bezezianni. 2007. The Competitiveness of Bioethanol Production from Sugar Beet. *In: Warnemünde, R. (ed). Proceedings of Gen. Assembly Mtng of Internatl Commission for Sugar Technology-C I T S.* pp. 1-9.
- Conde-Bueno P., J. A. Martín-Rubí, R. García-Giménez, R. Jiménez-Ballesta. 2009. Impacts caused by the addition of wine vinasse on some chemical and mineralogical properties of a Luvisol and a Vertisol in La Mancha (Central Spain). *Journal Soils Sediments* 9:121-128.
- CRM. 2015. Consejo Regulador del Mezcal. Informes. Oaxaca, Mexico.
- CRT. 2015. Consejo Regulador del Tequila. Información Estadística. Guadalajara, Jalisco, México.
- Dendooven L., E. Bonhomme, R. Merckx, K. Vlassak. 1998. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil unter laboratory conditions. *Biology and Fertility of Soils* 27:5-8.
- España-Gamboa E., J. Mijangos-Cortes, L. Barahona-Perez, , J. Dominguez-Maldonado, G. Hernández-Zarate, L. Alzate-Gaviria. 2011. Vinasses: characterization and treatments. *Waste Management & Research* 29:1235-1250.
- FAO. 2014. Statistical Data Warehouse, in: Food and Agriculture Organization of the United Nations (ed). <http://data.fao.org/es/statistics>.
- Goldemberg J., S. Teixeira-Coelho, P. Guardabassi. 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy* 36:2086-2097.
- Goncalves de Oliveira B., J. L. Nunes-Carvalho, C. E. Pellegrino-Cerri, C. Clemente-Cerri, B. J. Feigl. 2013. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma* 200-201:77-84.
- Herrmann A. M., E. Witter, T. Kätterer. 2007. Use of acetylene as a nitrification inhibitor to reduce bioses in gross N transformation rates in a soil showing rapid disappearance of added ammonium. *Soil Biology and Biochemistry* 39:2390-2400.
- Iñiguez G., T. N. Acosta, C. L. Martínez, J. Parra, Q. González. 2005. Utilización de subproductos de la industria tequilera. Parte 7. Compostaje de bagazo de agave y vinazas tequileras. *Revista Internacional de contaminación ambiental* 21:1737-1750.
- IPCC. 2007. Climate change 2007. The physical science basis: contribution of working group I to the IV assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jiménez A. M., R. Borja, A. Martín. 2003. Aerobic/anaerobic biodegradation of beet molasses alcoholic fermentation wastewater. *Process Biochemistry* 38:1275-1284.
- Lamas-Robles R. 2004. Industria tequilera, visión y tecnología de su desarrollo. *En: AC, G.-M. (ed). Ciencia y tecnología del tequila; Avances y perspectivas.* Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ), Guadalajara, Jalisco, México.
- Linerio-Gil J. E., A. Guzmán-Carrillo. 2004. Tratamiento de efluentes y aprovechamiento de residuos. *In: AC, G.-M. (ed). Ciencia y tecnología del tequila, Avances y perspectivas.* Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ), Guadalajara, Jalisco, México. pp. 258-284.
- López-López A., G. Davila-Vazquez, E. León-Becerril, E. Villegas-García, J. Gallardo-Valdez. 2010. Tequila vinasses: generation and full scale treatment processes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 9:109-116.
- Nesbit S. P., G. A. Breitenbeck. 1992. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. *Agriculture Ecosystems & Environment* 41:39-54.
- Níñez-Zofío M., S. Larregla, C. Garbisu, M. M. Guerrero, C. M. Lacasa, A. Lacasa. 2013. Application of sugar beet vinasse followed by solarization reduces the incidence of *Meloidogyne incognita* in pepper crops while improving soil quality. *Phytoparasitica* 41:181-191.



- Oliveira B. G., J. L. N. Carvalho, C. E. P. Cerri, C. C. Cerri, B. J. Feigl. 2013. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma* 200–201:77–84.
- Robles-González V., J. Galíndez-Mayera, N. Rinderknecht-Seijasb, H. M. Poggi-Varaldoc. 2012. Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of Biotechnology* 157:24-546.
- Rodriguez V., M. Valdez-Perez, M. Luna-Guido, J. M. Ceballos-Ramirez, O. Franco-Hernández, O. van Cleemput, R. Marsch, F. Thalasso, L. Dendooven. 2011. Emission of nitrous oxide and carbon dioxide and dynamics of mineral N in wastewater sludge, vermicompost or inorganic fertilizer amended soil at different water contents: a laboratory study. *Applied Soil Ecology* 49:263-267.
- Ruíz-Valdiviezo V. M., M. Luna-Guido, A. Galzy, F. A. Gutiérrez-Miceli, L. Dendooven. 2010. Greenhouse gas emissions and C and N mineralization in soils of Chiapas (México) amended with leaves of *Jatropha curcas* L. *Applied Soil Ecology* 46:17-25.
- Santos C., M. Lucas, S. Lucas, A. A. Dias, R. M. F. Bezerra, J. A. Peres, A. Sampaio. 2014. In the case of sugarcane is estimated that approximately 10-15 L of vinasse is produced per liter of ethanol. *Chemosphere* 117:53-58.
- Schjonning P., B. T. Christensen, B. Carstensen. 1994. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. *European Journal of Soil Science's* 45:257-268.
- Soares L. H. B., B. J. R. Alves, S. Urquiaga, R. M. Boddey. 2009. Mitigação das emissões de gases efeito estufa pelo uso de etanol da cana-de-açúcar produzido no Brasil. *Circular Técnica* 27:1-14.
- Tchobanoglous G., F. L. Burton, H. D. Stensel. 1991. *Wastewater engineering, treatment and reuse* by Metcalf & Eddy, New York.
- Tejeda M., A. M. García-Martínez, J. Parrado. 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *Catena* 77:238-247.
- Tejeda M., J. L. Moreno, C. Garcia. 2007. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in and environment in southern Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment* 119:289-298.
- Thangarajan R., N. Bolan, G. Tian, R. Naidu, A. Kunhikrishnan. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of the Total Environment* 465:72-96.
- Vlyssides A., E. M. Barampouti, S. Mai, A. Stamatoglou, E. Tsimas. 2010. Alternative biological systems for the treatment of vinasse from wine. *Water Science and Technology* 62:2899-2904.
- Zhu T., J. Zhang, W. Yang, Z. Cai. 2013. Effects of organic material amendment and water content on NO, N<sub>2</sub>O, and N<sub>2</sub> emissions in a nitrate-rich vegetable soil. *Biology and Fertility of Soils* 49:153-163.

## 1.14 Secuestro de carbono en suelos con déficit hídrico en la cuenca de la Paz, Baja California Sur, noroeste de México

Ayala-Niño Fernando<sup>1</sup>; Maya-Delgado Yolanda<sup>1</sup> y Troyo-Diéguez Enrique<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita, CP 23090, La Paz, Baja California Sur, México. Autor para correspondencia: fayala@pg.cibnor.mx

### Resumen

En la cuenca árida de la Paz Baja California Sur, los almacenes y distribución del carbono (C) en el perfil del suelo aún son escasamente conocidos. El objetivo de este estudio fue estimar la cantidad de C orgánico e inorgánico almacenada en los perfiles de suelos que se distribuyen en la cuenca. Se elaboró un mapa geomorfológico en el que se definieron las geofomas representativas, a partir de las cuales se describieron y muestrearon 17 perfiles de suelo a 1 m de profundidad. La zona de estudio tiene un área de 249 235 ha, la precipitación promedio anual es de 178 mm, con evaporación potencial anual de 1290 mm, por lo que se ubica como zona árida. Los suelos predominantes fueron Cambisoles y Leptosoles de textura arenosa en su mayoría (78.87 %), que sostienen vegetación xerófila caducifolia conformando un paisaje que revela un marcado déficit hídrico a lo largo del año. El valor promedio de retención de humedad osciló alrededor de  $0.1135 \text{ cm}^3 \text{ H}_2\text{O cm}^{-3}$  de suelo, lo que confirma que están sujetos a un pronunciado estrés hídrico. Se efectuaron análisis de laboratorio para estimar los contenidos de C orgánico, carbonatos y bicarbonatos y su distribución en los perfiles. En la zona de estudio, se obtuvieron valores promedio para C orgánico,  $\text{HCO}_3$  y  $\text{CO}_3$ , de 183.72, 12.72 y 77.99  $\text{g kg}^{-1}$  de suelo, respectivamente. Los resultados obtenidos indican que los suelos de esta región contribuyen al secuestro y almacenamiento de C congruente con la vegetación y clima, lo que confirma su potencial como sumidero de C.

**Palabras clave:** almacenamiento de carbono, zonas áridas, perfiles de suelo.

### Abstract

In the arid basin of La Paz Baja California Sur, storage and distribution of carbon (C) in the soil profile are still poorly known. The aim of this study was to estimate the amount of organic and inorganic C stored in profiles of the soils that are distributed in the basin. A geomorphic map showing representative landforms was defined, from which 17 soil profiles were described and taken samples from soil profiles at 1 m depth. In the study area, with an extension of 249 235 ha, the annual average rainfall is 178 mm and annual potential evaporation of 1290 mm, which ranks as arid zone. Cambisols and Leptosols were the prevailing soils, mainly with a sandy texture (78.87%), sustaining a xerophytic deciduous vegetation revealing an affected landscape by a remarkable water deficit along the year. The average value of moisture retention was  $0.1135 \text{ cm}^3 \text{ H}_2\text{O cm}^{-3}$  soil, confirming that soils are subject to a strong water stress. Lab analysis were carried out to estimate organic C content, carbonates and bicarbonates in samples from the studied profiles. In the study area, mean values for organic C,  $\text{HCO}_3$  and  $\text{CO}_3$ , were 183.72, 12.72 and 77.99  $\text{g kg}^{-1}$  soil, respectively. Results suggest that soils of this region contribute to the capture and storage of C consistent with the vegetation and climate, confirming its potential as a sink for C.

**Keywords:** carbon storage, arid, soil profiles.

## Introducción

La aridez es una característica persistente del paisaje que denota insuficiencia hídrica (Matallo y Vasconcelos, 2001). Durante una sequía, la degradación del ecosistema en forma de erosión ocurre a un ritmo acelerado (Hillel y Rosenzweig, 2002). Este fenómeno en el suelo es uno de los principales procesos que afecta de manera directa la tasa de intercambio y mineralización del carbono (C) (Collins *et al.*, 1992; Grant *et al.*, 1993; Salinas *et al.*, 1996). Ante el incremento de la cantidad de bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en la atmósfera, el interés sobre la dinámica del carbono orgánico e inorgánico del suelo (COS y CIS respectivamente) se ha extendido ampliamente, buscando alternativas para su captura y retención (Segura-Castruita *et al.*, 2005).

El secuestro de C involucra la transferencia CO<sub>2</sub> atmosférico a través de la vegetación, el suelo y el agua. En este sentido, el C contenido en el suelo es un componente clave de cualquier ecosistema terrestre y cualquier variación en su abundancia y composición ocasiona efectos importantes sobre los procesos que ocurren en el ecosistema (Batjes, 1996).

Los esfuerzos para determinar el almacenamiento de C en los suelos a escala regional han servido como base para realizar estimaciones sobre su cantidad, su distribución espacial, así como su potencial de fijación y almacenamiento, mejorando significativamente nuestra comprensión sobre la captura y ciclo del C en ecosistemas terrestres (FAO-IIASA, 1999).

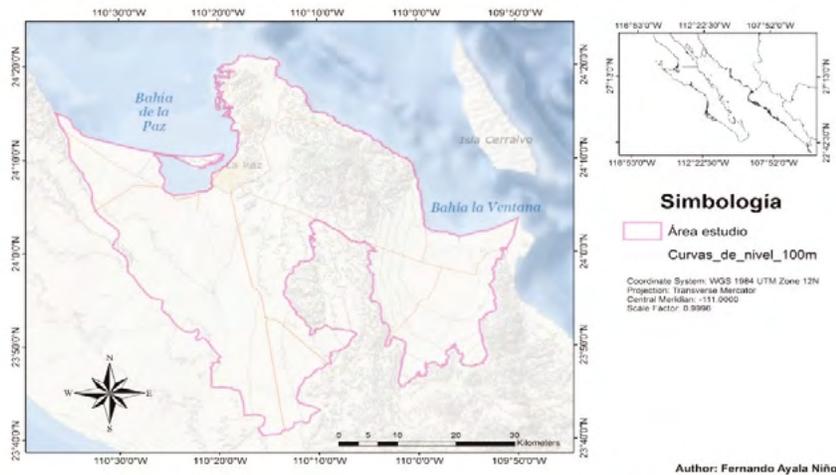
El Estado de Baja California Sur es a nivel nacional un claro ejemplo de aridez en la mayor parte de su territorio, debido en mayor parte a un régimen de lluvias con elevado índice de irregularidad y acusada estacionalidad (Troyo-Diéguéz *et al.*, 2014). Aunque los suelos de zonas áridas contienen pequeñas cantidades de carbono (entre uno y menos de 0.5%) (Lal, 2002 y 2009), los esfuerzos sobre el conocimiento de la dinámica del C y su distribución, aún son pobremente conocidos concentrándose principalmente en ambientes de climas tropicales y templados (Batjes, 1996; IPCC, 1990; Lal, 2002; Maya y Arriaga, 1996). Sin embargo estos suelos presentan potencial de almacenamiento de C que debe ser considerado en estudios globales (Martínez-Montoya *et al.*, 2013).

Por lo anterior los objetivos planteados en este estudio fueron: 1) estimar la cantidad de C orgánico e inorgánico presente en una región con estrés hídrico permanente del noroeste de México, y 2) conocer la distribución del C en el perfil de suelo.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

El estudio fue realizado en la cuenca de la Paz en el estado de Baja California Sur, México (23°40' Norte y 110°38' Oeste) (Figura 1), con una extensión territorial de 249 235 ha; se ubica dentro de la ecorregión Costa Central del Golfo de acuerdo con la propuesta de González-Abraham *et al.*, (2010) con una vegetación correspondiente a matorral sarcocaulé. El clima es muy seco y árido, en donde las lluvias más importantes ocurren en verano, asociadas a la entrada de huracanes por el Pacífico. Las temperaturas más altas ocurren de julio a septiembre y el periodo de radiación más elevado es de abril a agosto (Troyo-Diéguéz *et al.*, 1990).



**Figura 1.** Zona de estudio.

### *Descripción de perfiles y análisis físico-químicos*

Por medio de la interpretación del material fotográfico de INEGI (1993) se elaboró un mapa geomorfológico de la zona de estudio, identificando los diferentes usos de suelo (forestal, agrícola y urbano). A partir de este mapa se determinó la ubicación de los sitios de muestreo que fueran representativos de las diferentes geoformas.

Posteriormente se llevó a cabo la descripción morfológica de los perfiles en pozos a cielo abierto, cavados a 1 m de profundidad o hasta donde se encontrara una fase física limitante. La clasificación de los perfiles de suelo se realizaron con base en la World Reference Base of Soils (IUSS, 2006).

Las muestras de cada uno de los horizontes se colectaron y fueron llevadas al laboratorio para su posterior análisis. Se determinaron diversos parámetros físico-químicos (pH, textura, materia orgánica, carbonatos y bicarbonatos) con base en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Para estimar la cantidad y distribución del carbono orgánico e inorgánico en perfiles individuales de suelo con  $k$  capas, se utilizaron las ecuaciones 1 y 2, de acuerdo con Batjes (1996).

$$SOC_d = \sum_{i=1}^k SOC_i = \sum_{i=1}^k \rho_i \times P_i \times D_i \times (1 - S_i) \quad (1)$$

$$SOC_i = \rho_i \times P_i \times D_i \times (1 - S_i) \quad (2)$$

donde,  $k$  es el número de horizontes o capas,  $SOC_d$  es la cantidad total de carbono orgánico,  $SOC_i$  es el contenido de carbono orgánico del suelo ( $Mg\ m^{-2}$ ),  $\rho_i$  es la densidad aparente ( $Mg\ m^{-3}$ ),  $P_i$  es la proporción de carbono orgánico ( $g\ C\ g^{-1}$ ) en la capa  $i$ ,  $D_i$  es el espesor de la capa (m), y  $S_i$  es el volumen de la fracción o fragmentos de roca  $>2mm$ . De igual manera, el carbono inorgánico del suelo fue estimado usando las ecuaciones 3 y 4.

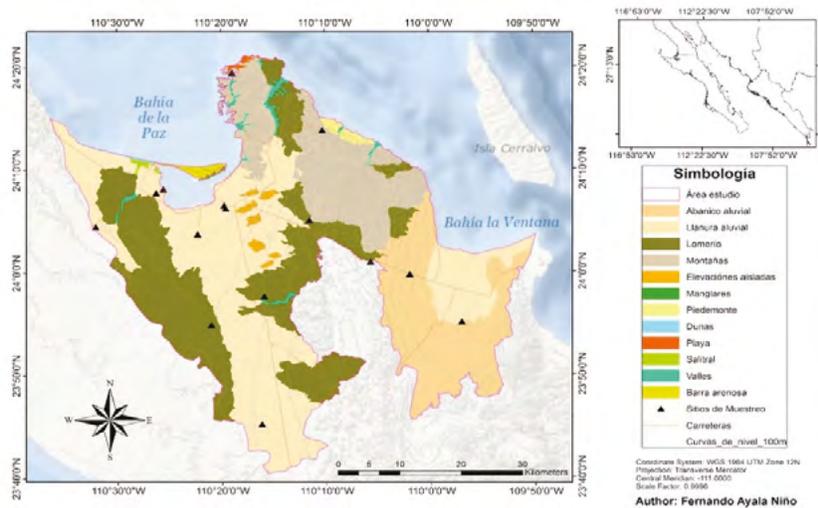
$$SIC_d = \sum_{i=1}^k SIC_i = \sum_{i=1}^k \rho_i \times P_i \times D_i \times (1 - S_i) \quad (3)$$

$$SIC_i = \rho_i \times P_i \times D_i \times (1 - S_i) \quad (4)$$

donde,  $k$  es el número de horizontes o capas,  $SIC_d$  es la cantidad total de carbono inorgánico,  $SIC_i$  es el contenido de carbono inorgánico del suelo ( $Mg\ m^{-2}$ ),  $\rho_i$  es la densidad aparente ( $Mg\ m^{-3}$ ),  $P_i$  es la proporción de carbono orgánico ( $g\ C\ g^{-1}$ ) en la capa  $i$ ,  $D_i$  es el espesor de la capa (m), y  $S_i$  es el volumen de la fracción o fragmentos de roca  $>2mm$ .

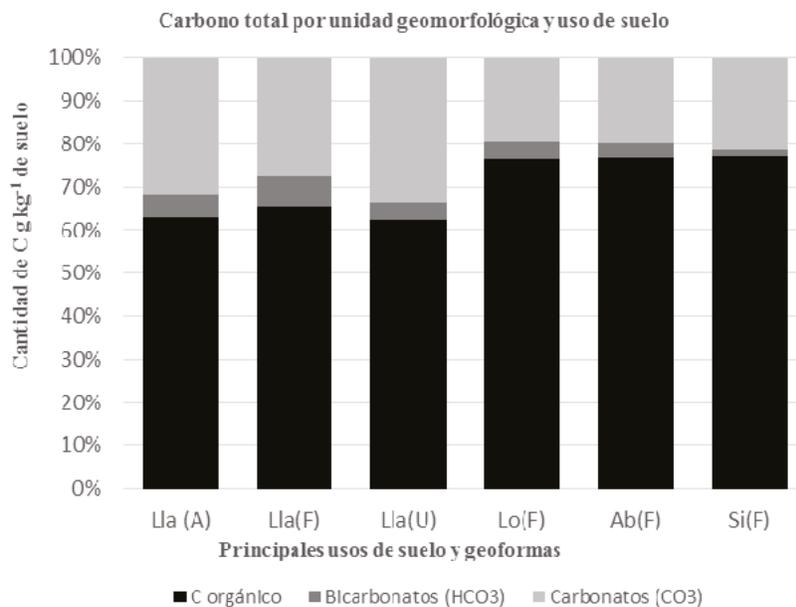
## Resultados

Se identificaron 11 unidades geomorfológicas, en las cuales se describieron 16 perfiles de suelo (Figura 2).

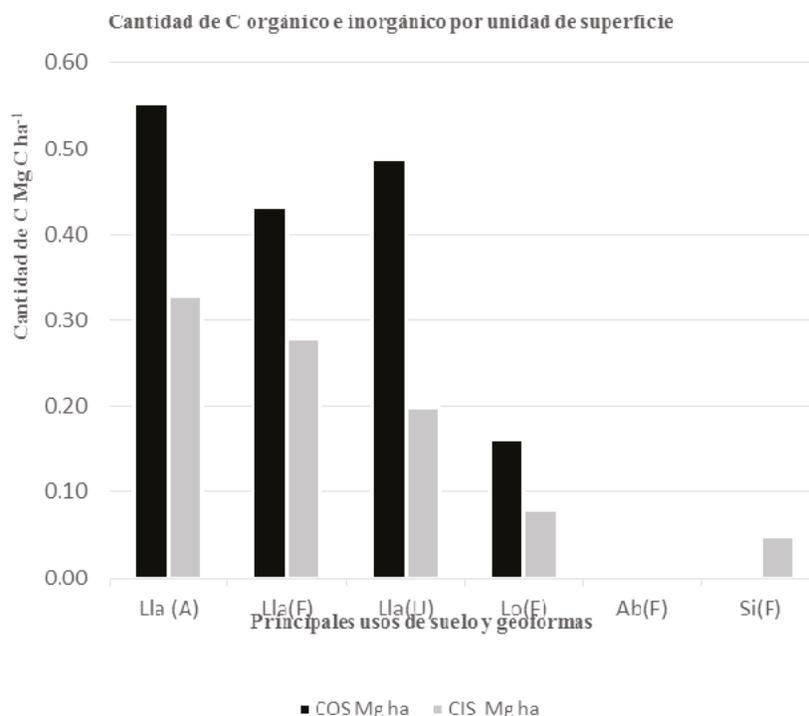


**Figura 2.** Mapa geomorfológico y ubicación de los perfiles de suelo.

Los diferentes perfiles de suelo fueron agrupados por unidad geomorfológica y uso de suelo representativo. Para ello se utilizó nomenclatura simplificada con formato **Lla(A)**, donde las primeras letras corresponden a la unidad geomorfológica y entre paréntesis se indica el uso de suelo con la inicial en mayúscula. Los valores promedio para cada condición (unidad geomorfológica-uso del suelo) se describen en la Figura 3.



**Figura 3.** Presencia de carbono orgánico e inorgánico por grupos de suelos en el área de estudio (Lla= Llanura aluvial, Lo= Lomerío, Ab= Abanico aluvial, Si= Sierra; (A)= Agrícola, (F)= Forestal, (U)= Urbano).



**Figura 4.** Cantidad de C orgánico e inorgánico presente por geoforma y uso de suelo por unidad de superficie. (Lla= Llanura aluvial, Lo= Lomerío, Ab= Abanico aluvial, Si= Sierra; (A)= Agrícola, (F)= Forestal, (U)= Urbano).

Los valores obtenidos de COS, bicarbonatos ( $\text{HCO}_3$ ) y carbonatos ( $\text{CO}_3$ ) expresados por unidad geomorfológica y uso del suelo se muestran en el Cuadro 1. Finalmente, las distribuciones del C en perfiles de suelo representativos de las diferentes condiciones se aprecian en la Figura 5.

**Cuadro 1.** Valores promedio de los principales contenidos de C en el suelo.

	COS g kg <sup>-1</sup>	Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> ) g kg <sup>-1</sup>	Carbonatos (CO <sub>3</sub> ) g kg <sup>-1</sup>	COS Mg ha <sup>-1</sup>	CIS Mg ha <sup>-1</sup>
Lla(A)	12.50	1.02	6.31	0.55	0.33
Lla(F)	7.99	0.86	3.40	0.43	0.28
Lla(U)	11.05	0.74	5.92	0.49	0.20
Lo(F)	20.35	1.07	5.17	0.16	0.08
Ab(F)	6.40	0.26	1.66	0.00243	0.00169
Si(F)	6.10	0.11	1.69	0.0006	0.05

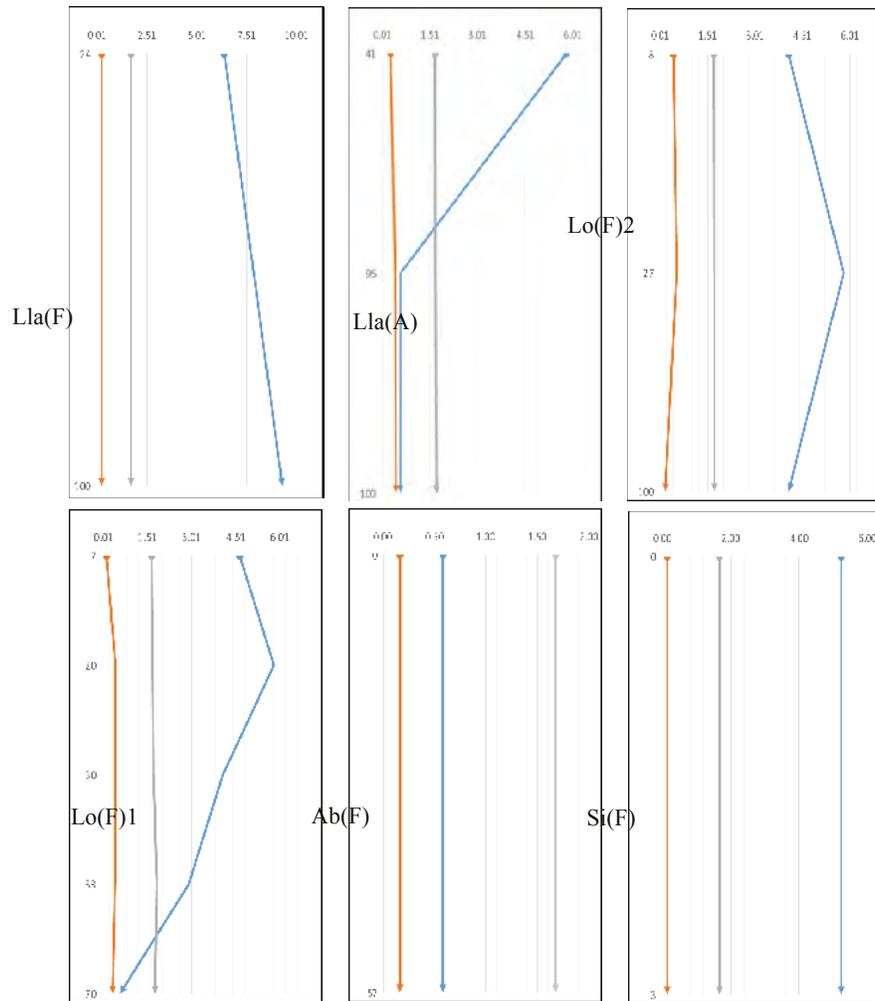


Figura 5. Distribución del C en los perfiles por geoforma y uso del suelo.

## Discusión

Los resultados de C orgánico en la zona de estudio ( $6 \times 10^{-5}$  a  $0.055 \text{ kg C m}^{-2}$ ) fueron menores a los que se esperaban, tomando en cuenta los valores de C orgánico que Batjes (1996), reportó para las regiones áridas, considerando principalmente los Xerosoles ( $4.2\text{-}6.2 \text{ kg C m}^{-2}$ ) y Yermosoles ( $3.1\text{-}3.4 \text{ kg C m}^{-2}$ ) del antiguo sistema de clasificación FAO-UNESCO (1974).

Los valores obtenidos en el presente estudio reflejan que las condiciones climáticas presentes en la zona son muy aleatorias y lo mismo podrían presentarse periodos de lluvia muy intensa (asociada a huracanes) o en periodos prolongados de sequía. Lo anterior coincide con la información proporcionada por Troyo-Diéguez *et al.*, (2014), en donde para el caso específico de la cuenca de la Paz el índice de sequía hidro-ambiental sólo disminuye durante la temporada de lluvias. Aplicar en este estudio las geoformas como elementos del paisaje que determinan la dinámica del secuestro de C fueron de utilidad para explicar el almacenamiento del C orgánico e inorgánico en los suelos de la zona de estudio. Por su parte, Martínez-Montoya *et al.*, (2013) reportaron en la zona árida del altiplano potosino cantidades de carbono orgánico e inorgánico que oscilan de  $120$  a  $200 \text{ Mg ha}^{-1}$  y de  $4$  a  $69 \text{ Mg ha}^{-1}$  en los primeros  $20 \text{ cm}$  de suelo, respectivamente. Sin embargo, para los resultados de C inorgánico aclararon que los cálculos utilizados para su evaluación constituyen una primera aproximación y que no se tomaron en cuenta factores importantes como la textura y la pedregosidad, entre otros.

Con respecto a la distribución vertical del C en el perfil de suelo, es muy evidente que las cantidades de COS disminuyen con respecto a la profundidad. En este sentido, Jobbágy y Jackson (2000) concluyeron que en zonas con presencia de matorrales áridos de climas fríos, la distribución del C orgánico alcanza mayor profundidad, lo cual se debe principalmente al tipo de vegetación más que al clima. Sin embargo, en la zona del presente estudio, que es un matorral árido de clima cálido, los procesos de descomposición de la materia orgánica fresca se efectúan en los primeros cm del suelo y dependen de los factores ambientales predominantes. De acuerdo con Arriaga y Maya (2007), el proceso de producción y descomposición de la hojarasca en la región está limitada por condiciones extremas de humedad y temperatura, donde la degradación por factores abióticos como la radiación, es de suma importancia.

## Conclusiones

Los resultados preliminares de este trabajo muestran que los suelos con estrés hídrico de la cuenca de la Paz, almacenan carbono orgánico e inorgánico en menor magnitud que la sugerida por la literatura para las regiones áridas a nivel global (Batjes, 1996).

La presencia de carbonatos y bicarbonatos en el perfil de suelo como formas de secuestro de C inorgánico, manifiestan la importancia de la incorporación de estos compuestos a la dinámica del ciclo de carbono de las regiones áridas.

La producción de hojarasca que cae al suelo por parte de la vegetación así como la biota encargada de los procesos de descomposición, se encuentran limitados directamente por las condiciones ambientales extremas en la zona de estudio.

## Agradecimientos

Los autores agradecen la colaboración de G. Lucero, Ch. Silva, A. Ramírez, A. Jordán y R. Ceseña en actividades de campo. Este trabajo fue financiado por el Fondo SEP-CONACYT, Proyecto 0134460 Determinación y construcción de indicadores de la huella hídrica y desertificación como consecuencia de la sobreexplotación agropecuaria y del cambio climático.

## Bibliografía

- Arriaga L., Maya Y. 2007. Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern México. *Journal of Plant Ecology* 189:213-225.
- Batjes N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Collins H. P., P. E. Rasmussen, C. L. Douglas. 1992. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Science Society of América Journal* 56:783-788.
- FAO-IIASA. 1999. World afro-ecological zoning. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy. 83 pp.
- FAO-UNESCO. 1974. FAO-Unesco Soil map of the world, 1:5 000 000, Vol.1. Legend. Food and Agriculture Organization of the United Nations, UNESCO, París.
- González-Abraham C. E., P. P. Garcillán, E. Ezcurra. 2010. Ecorregiones de la Península de Baja California: Una síntesis. *Boletín Sociedad Botánica de México* 87:69-82.
- Grant R. F., N. G. Juma, W. B. Mc Gill. 1993. Simulation of carbon and nitrogen transformations in soil: Mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1317-1329.
- Hillel D., C. Rosenzweig. 2002. Desertification in relation to climate variability and change. *Advances in Agronomy* 77:1-44.
- INEGI. 1993. Fotografías aéreas blanco y negro, escala 1:75 000.
- IPCC. 1990. Report of the intergovernmental panel on climate change. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva y Nairobi. WMP/UNEP.
- IUSS. 2006. World reference base for soil resources 2006. Working Group WRB. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.



- Jobbágy E. G., R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Lal R. 2002. Carbon sequestration in dryland ecosystem of west Asia and North Africa. *Land Degradation and Development* 13:45-59.
- Lal R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60:158-169.
- Martínez-Montoya J. F., G. Olmos-Oropeza, J. Palacio-Núñez, V. M. Ruíz-Vera. 2013. Estimación del carbono orgánico en suelos de zonas áridas y semiáridas. *En: Estado actual del conocimiento de ciclo de carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2013.* (eds). Paz P. F., J. Wong, M. Bazan, V. Saynes. Programa Mexicano del Carbono. 712 pp.
- Matallo H., R. Vasconcelos. 2001. Estimación de pérdidas económicas provocadas por procesos de desertificación en la región del semiárido del nordeste. *Desertificación. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Brasilia, Brasil.* 26 pp.
- Maya Y., L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstorey species of a desert scrub community in north-western México. *Journal of Arid Environments* 34:23-35.
- Salinas A. R., N. Zelener, R. M. Craviotto, V. Bisaro. 1996. Respuestas fisiológicas que caracterizan el comportamiento de diferentes cultivares de soja a la diferencia hídrica en el suelo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 31:331-338.
- Segura-Castruita M. A., P. Sánchez-Guzmán, C. A. Ortíz-Solorio, M. C. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico en suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- Troyo-Diéguez E., F. de Lachica-Bonilla, J. L. Fernández-Zayas. 1990. A simple aridity equation for agricultural porpouses in marginal zones. *Journal of Arid Environments* 19:353-362.
- Troyo-Diéguez E., G. Mercado-Mancera, A. Cruz-Falcón, A. Nieto-Garibay, R. D. Valdez-Cepeda, J. L. García-Hernández, B. Murillo-Amador. 2014. Análisis de la sequía y desertificación mediante índices de aridez y estimación de la brecha hídrica en Baja California Sur, Noroeste de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín, núm. 85, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.* 66-81 pp.

## 1.15 Biomasa y Carbono aéreo en bosques tropicales secundarios de la Península de Yucatán

Puc-Kauil Ramiro<sup>1</sup>; Ángeles-Pérez Gregorio<sup>1</sup> y García-Cuevas Xavier<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5, Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: puc.ramiro@colpos.mx*

<sup>2</sup>*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Chetumal, km 25, Carretera Chetumal-Bacalar, CP 77930, Xul ha, Quintana Roo.*

### Resumen

Los bosques tropicales secundarios presentan tasas positivas de acumulación de carbono en sus primeras etapas de crecimiento y desarrollo. Sin embargo; la presión antropógena sobre estas comunidades, puede influir en su capacidad de almacenamiento de Carbono. Para determinar si el uso de tierras para la agricultura migratoria influye en los cambios en la acumulación de Carbono aéreo a través del tiempo, se evaluaron rodales con edades de 9, 17, 27, 35 y 48 años de abandono y con al menos 3 años de cultivo agrícola y un rodal maduro. Se establecieron 18 sitios de muestreo de 500 m<sup>2</sup> para levantar información dasométrica. Para calcular el Carbono se estimó previamente la biomasa mediante ecuaciones alométricas existentes para la zona. La biomasa aérea osciló de 183.63 ( $\pm 5.04$ ) Mg ha<sup>-1</sup> ( $86.31 \pm 2.37$  Mg C ha<sup>-1</sup>) en rodales de 9 años a 241.97 $\pm 2.03$  Mg ha<sup>-1</sup> ( $113.73 \pm 0.95$  Mg C ha<sup>-1</sup>) en rodales maduros. El incremento medio anual en Carbono en rodales de 9 a 48 años fue de 9.59 $\pm 0.26$  a 2.07 $\pm 0.35$  Mg ha<sup>-1</sup>. Mientras que los rodales maduros almacenan anualmente 1.39 $\pm 0.01$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Los bosques secundarios presentan mayor capacidad de fijación de Carbono durante sus etapas tempranas de crecimiento. Esta información es clave para la parametrización de modelos que permitan conocer la dinámica del Carbono en áreas con uso agrícola roza, tumba y quema de la Península de Yucatán.

**Palabras claves:** ciclo global del carbono, acción antropogénica, incrementos anuales, roza, tumba y quema.

### Abstract

Secondary tropical forests present positive rates of fixation of carbon in their early stages of growth and development. However, anthropogenic pressure on these communities can influence their carbon storage capacity. To determine if the land use for shifting agriculture influences in the changes in the accumulation of carbon through the time, we was evaluated stands of 9, 17, 27, 35 and 48 years of age and at least three year of agricultural cultivation, and a mature stand. We stablished 18 sampling sites of 500 m<sup>2</sup> to collect tree data. To calculate the carbon content we previously estimated biomass through existing regional allometric equations. The aboveground biomass ranged from 183.63 ( $\pm 5.04$ ) Mg ha<sup>-1</sup> ( $86.31 \pm 2.37$  Mg C ha<sup>-1</sup>) in stands of nine years to 241.97 $\pm 2.03$  Mg ha<sup>-1</sup> ( $113.73 \pm 0.95$  Mg C ha<sup>-1</sup>) in mature stands. The average annual increment in carbon in stands of 9 to 48 years was de 9.59 $\pm 0.26$  a 2.07 $\pm 0.35$  Mg ha<sup>-1</sup>. While the mature stands stored annually 1.39 $\pm 0.01$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Secondary forests have high for carbon fixation during their early growth stages. These information is key for model parameterization that allow to know the dynamics carbon in areas with use slash and burn agriculture of the Yucatan Peninsula.

**Keywords:** global cycle, carbon, anthropogenic activity, annual increments, slash and burn.

## Introducción

El paisaje tropical de diversas regiones del mundo es dominado por bosques secundarios creciendo en diferentes etapas sucesionales (Booner *et al.*, 2013; FAO, 2012; Kammesheidt, 2002). De tal manera que, los bosques secundarios han incrementado su importancia en el mantenimiento y conservación de la biodiversidad, y han remplazado el papel de los bosques maduros en el ciclo global del Carbono (Chazdon *et al.*, 2009; Ngo *et al.*, 2013; Pan *et al.*, 2011; Wright, 2005; Yeyanni *et al.*, 2014).

En países tropicales como México, particularmente la Península de Yucatán está cubierta por vegetación secundaria como resultado del abandono de las tierras agrícolas después del uso del sistema roza, tumba y quema (Geoghegan *et al.*, 2001; Lawrence, 2005; Reyes-Hernández *et al.*, 2003). Así mismo, el abandono de campos de pastizales utilizados para la ganadería ha propiciado un mayor incremento de bosques secundarios.

La intensidad de las actividades antropógenas, afectan en mayor o menor grado la trayectoria de los bosques posterior al abandono de las tierras (Foster *et al.*, 2003; Letcher y Chazdon, 2009). De modo que los procesos ecológicos del ecosistema y la productividad son fuertemente afectadas (Lawrence, 2005; Lawrence *et al.*, 2007; Read y Lawrence, 2003). Lo anterior, conlleva a la necesidad de evaluar los atributos estructurales y el ritmo de cambio de la biomasa de los bosques secundarios, y así entender su importancia en el ciclo global del Carbono (Cairns *et al.*, 2003; Chave *et al.*, 2004; Ketterings *et al.*, 2001; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013).

Los bosques tropicales secundarios son elementos que brindan la oportunidad de conocer su respuesta ante la presión antropógena. Por ello, que en este trabajo se examinó las respuestas a las siguientes preguntas 1) ¿Existe una relación positiva de la acumulación de biomasa y Carbono aéreo posterior al abandono de las tierras agrícolas?, 2) ¿Cuánto tiempo requieren los bosques secundarios para alcanzar la biomasa acumulada en los bosques maduros después del uso agrícola?, y 3) ¿Cuál es la edad potencial de máximo incremento en biomasa y Carbono de los bosques secundarios posterior del abandono de las tierras? Para responder a los cuestionamientos, se evaluó una cronosecuencia de 48 años de sitios abandonados posterior a actividades antropógenas y un rodal de bosque maduro.

## Materiales y métodos

El estudio se realizó en el sitio experimental “San Felipe Bacalar” del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ubicado entre las coordenadas geográficas 18°46' a 18°51' de latitud Norte y 88°17' a 88°32' longitud Oeste, así como en el ejido Blanca Flor situado a 18°41' longitud Norte y 88°29' longitud Oeste, y el ejido La Buena Fe, cuyas coordenadas son 18°58' longitud Norte y 88°30' longitud Oeste del Municipio de Bacalar, Quintana Roo en la Península de Yucatán. La colecta de información de campo se obtuvo en cinco rodales de 9, 17, 27, 37 y 48 años de edad y un rodal maduro de más de 82 años de abandono y con escasa evidencia de perturbación humana (Cuadro 1). En cada rodal se establecieron tres sitios de muestreo permanente de 500 m<sup>2</sup> (10 x 50 m).

En los sitios se midió el diámetro normal  $\geq 2.5$  cm de árboles, lianas y palmas a través del uso de una cinta diamétrica. Con un Hipsómetro *Vertex IV* se registró la altura total de los árboles. Mientras que la longitud total de las lianas y la altura total del tallo de las palmas, se midió con un flexómetro graduado en milímetros.

Para estimar el Carbono aéreo, se calculó previamente la biomasa de los árboles, lianas y palmas aplicando ecuaciones alométricas que relacionan el diámetro y la altura total de los individuos. En árboles se utilizaron ecuaciones generadas en la zona de estudio (Cairns *et al.*, 2003). Con relación a la biomasa de las lianas, se estimó con la ecuación publicada por Orrego y del Valle (2001), y con la ecuación generada por Delaney *et al.*, (1999) y Brown *et al.*, (2001) se calculó la biomasa de palmas.

Finalmente, la fracción de Carbono contenida en la biomasa se obtuvo con el factor de conversión de 0.47 para especies de zonas tropicales de clima cálido (IPCC, 2006).

Con la intención de predecir la dinámica de acumulación de la biomasa a través del tiempo, se ajustaron las siguientes funciones matemáticas a) Gompertz, b) Holling type III c) Chapman-Richards y d) Schumacher, a partir de los datos observados mediante el procedimiento PROC NLIN en el paquete estadístico SAS. Las funciones consideran como variable independiente la edad del rodal y como variable respuesta la biomasa en toneladas por hectáreas.

Para conocer el efecto de la intensidad del uso de la tierra sobre las existencias del Carbono en los cinco rodales, se calculó el Índice de intensidad de uso de la tierra (*Índice-IUT*). Para ello se registró información del tiempo (años) de cultivo en cada ciclo ( $C$ ), y años de barbecho después de cada periodo de cultivo ( $F$ ) través de entrevistas de los propietarios del bosque. El índice se obtuvo con la función 1 propuesta por Young (1997).

$$\text{Índice - IUT} = \sum \left( \frac{C}{C + F} \right) \quad (1)$$

## Resultados y discusión

La biomasa aérea viva y el Carbono que incluye árboles juveniles y adultos, palmas y lianas se correlacionó con la edad de abandono de las tierras con usos agrícolas (Cuadro 1). La biomasa osciló de  $183.63 \pm 5.04 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $86.31 \pm 2.37 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) en rodales jóvenes de 9 años a  $241.97 \pm 2.03 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $113.73 \pm 0.95 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) en rodales maduros. La mayor cantidad de biomasa y Carbono se registró en el rodal de 27 años, mientras que el rodal de 17 años aportó la menor cantidad de ambos elementos.

Posiblemente, la menor aportación de Carbono en el rodal de 17 años es consecuencia de la condición del sitio y a la existencia de muchos árboles delgados y bajos, aun cuando el rodal registró una alta densidad de individuos. Con relación al rodal de 27 años, se infiere que la mayor contribución de biomasa está dada por la presencia de varios individuos sobrevivientes posterior a la quema y del uso de la tierra, así como el estado de conservación del rodal y la calidad del sitio.

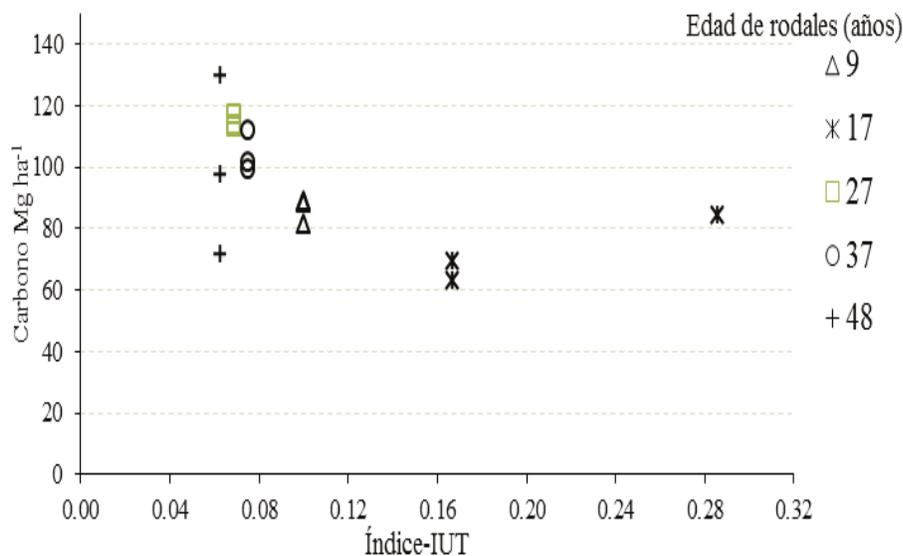
El incremento medio anual (IMA) en biomasa disminuyó conforme aumentó la edad de abandono de las tierras (Cuadro 1). Anualmente los rodales de entre 17 a 27 años acumulan cerca de  $9.0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de biomasa y  $4.0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Carbono. En tanto que el rodal maduro acumula  $2.95 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de biomasa y aproximadamente  $1.39 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de Carbono aéreo.

Los rodales de mayor edad (27, 37 y 48 años) registraron menor Índice-IUT, registrando 0.07, 0.08 y 0.06, respectivamente (Figura 1). Se infiere que el efecto de la intensidad de uso de la tierra en estos rodales no afectó en gran medida la retención de Carbono a través del tiempo. El mayor índice (0.29) se registró en el sitio uno del rodal de 17 años de edad. Posiblemente, los Índices-IUT registrados (0.17 a 0.29) en los tres sitios del rodal de 17 años, son el principal factor operante sobre una ligera disminución de las existencias de Carbono con respecto a los tres sitios del rodal de 9 años de edad. De hecho, previo al uso agrícola, en este rodal ocurrieron dos incendios forestales continuos.

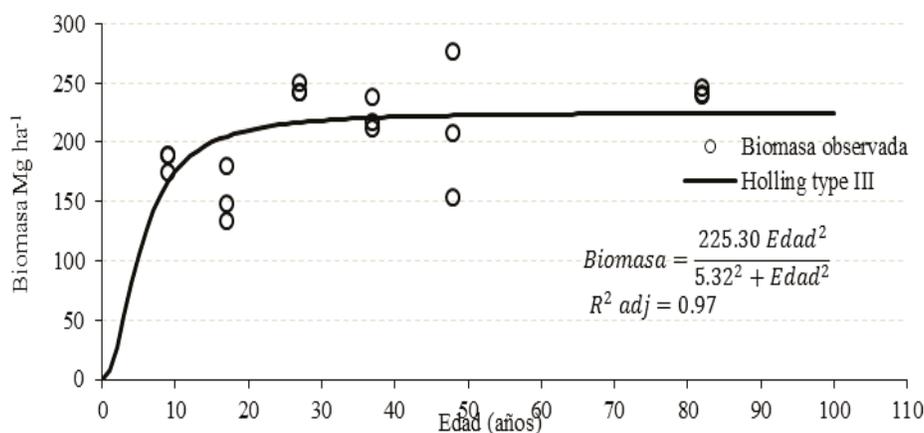
**Cuadro 1.** Existencias de Biomasa viva y Carbono aéreo en rodales de diferentes edades en el sureste de la Península de Yucatán, México.

Edad	Sitios	Biomasa				Carbono			
		Mg ha <sup>-1</sup>	Promedio Mg ha <sup>-1</sup>	IMA Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Promedio IMA Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	Promedio Mg ha <sup>-1</sup>	IMA Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Promedio IMA Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>
9	1	188.28		20.92		88.49		9.83	
9	2	189.05	183.63 (±5.04)	21.01	20.40 (±0.56)	88.85	86.31 (±2.37)	9.87	9.59 (±0.26)
9	3	173.57		19.29		81.58		9.06	
17	4	179.11		10.54		84.18		4.95	
17	5	133.37	153.23 (±13.5)	7.85	9.01 (±.79)	62.68	72.02 (±6.37)	3.69	4.24 (±0.37)
17	6	147.20		8.66		69.19		4.07	
27	7	249.16		9.23		117.11		4.34	
27	8	241.22	243.81 (±2.67)	8.93	9.03 (±0.09)	113.37	114.59 (±1.26)	4.20	4.24 (±0.04)
27	9	241.06		8.93		113.30		4.20	
37	10	216.22		5.84		101.62		2.75	
37	11	211.06	221.79 (±8.28)	5.70	5.99 (±0.22)	99.20	104.24 (±3.89)	2.68	2.82 (±0.10)
37	12	238.08		6.43		111.90		3.02	
48	13	152.75		3.18		71.79		1.50	
48	14	207.67	212.22 (±35.7)	4.33	4.42 (±0.74)	97.61	99.74 (±16.8)	2.03	2.08 (±0.35)
48	15	276.23		5.75		129.83		2.70	
82	16	246.00		3.00		115.62		1.41	
82	17	240.45	241.97 (±2.03)	2.93	2.95 (±0.02)	113.01	113.73 (±1.66)	1.38	1.39 (±0.01)
82	18	239.47		2.92		112.55		1.37	

IMA= incremento medio anual de Carbono (Mg).  
Entre paréntesis el error estándar.

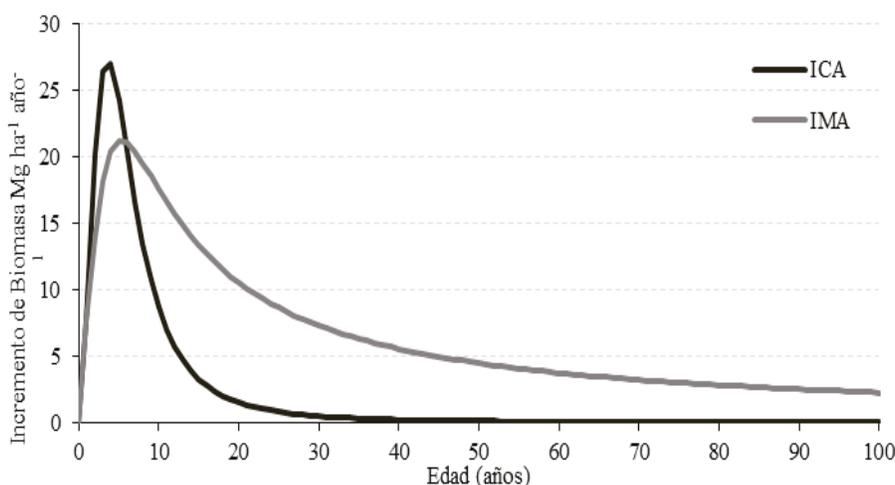
**Figura 1.** Efecto del Índice de intensidad de uso de la tierra (Índice-IUT) en las existencias en rodales de diferentes edades en el sureste de la Península de Yucatán, México.

La predicción de la biomasa a través del tiempo (Figura 2), se determinó mediante la función de Holling type III, ya que sus indicadores estadísticos presentaron el mejor ajuste y alta significancia en sus parámetros con respecto a las otras funciones probadas. La información obtenida mediante la ecuación aplicada, mostró que existen incrementos rápidos en la acumulación de biomasa hasta los 10 años de la sucesión. Inmediatamente, se observa un incremento menos pronunciado, siendo todavía grandes hasta los 20 a 25 años y hasta estabilizarse y alcanzar el máximo promedio (asíntota) a los 225.30 Mg ha<sup>-1</sup> a los 82 años de sucesión (Figura 2). De tal manera, la función matemática indica que la máxima densidad de la biomasa de los bosques maduros podría ser alcanzada a partir de los 90 años después del abandono de las prácticas agrícolas.



**Figura 2.** Curva de acumulación de biomasa a partir del ajuste de la función de Holling type III.

El incremento corriente anual (ICA) y el incremento medio anual (IMA) obtenido con la ecuación generada (Figura 3), demostró un incremento rápido de la biomasa en los primeros años de la sucesión secundaria, hasta alcanzar un punto de inflexión alrededor de los 6 años después de uso agrícola. La información indica que los bosques de esta región mantienen una alta tasa de crecimiento de los árboles en las primeras etapas de su desarrollo y consecuentemente son potencialmente productivos en términos de biomasa (20.46 a 21.02 Mg ha<sup>-1</sup>) y Carbono (9.62 a 9.88 Mg ha<sup>-1</sup>) en los inicios de la sucesión.



**Figura 3.** Incremento corriente y medio anual de biomasa en rodales de diferentes edades en el sureste de la Península de Yucatán.



## Conclusiones

La acumulación de biomasa viva y las existencias de Carbono aéreo permitieron tener un conocimiento de la dinámica de cambio que ocurre posterior al abandono de las tierras agrícolas. Los factores ambientales, la intensidad de uso de la tierra y principalmente la edad pueden influir fuertemente para una relación positiva entre la biomasa y el Carbono a través del tiempo.

Los bosques jóvenes son potencialmente productivos en los primeros años de su crecimiento y desarrollo. Sin embargo, los bosques maduros son también elementos importantes en la retención de Carbono. De manera que, su conservación debe ser prioritaria, aún más cuando ya no existen grandes superficies y por su alta vulnerabilidad a los cambios de uso de la tierra.

La información generada, debe ser complementada con una mayor intensidad de muestreo y servir como base para la parametrización de modelos para predecir la recuperación de los bosques tropicales influenciados por la edad de abandono y los usos agrícolas de esta región.

Este trabajo, puede ser un punto de inicio para el desarrollo de proyectos para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación y mejoramiento de los reservorios de Carbono a través del manejo forestal sostenible (REDD+).

## Agradecimientos

El financiamiento para el trabajo de campo fue proporcionado por la Agencia para el Desarrollo Internacional de USA a través del US Servicio Forestal, proyecto 12-IJ-11242306-033.

## Bibliografía

- Booner M. T. L., S. Schmidt, L. P. Shoo. 2013. A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. *Forest Ecology and Management* 291:73-86.
- Brown S., M. Delaney, D. Shoch. 2001. Carbon monitoring, analysis, and status report for the Rio Bravo carbon, sequestration pilot project. *In: report to the programme for Belize. Report to the Programme for Belize, Winrock International, Arlington, VA, USA.*
- Cairns M. A., I. Olmsted, J. Granados, J. Argaez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186:125-132.
- Chave J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernández, S. Lao, R. Perez. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological* 359:409-420.
- Chazdon L. R., C. A. Peres, D. Dent, D. Sheil, A. E. Lugo, D. Lamb, N. E. Stork, S. E. Miller. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23:1406-1417.
- Delaney M., S. Brown, M. Powell. 1999. Carbon-offset report for the Noel Kempff Climate Action Project, Bolivia. *In: Report to The Nature Conservancy, Winrock International, Arlington, VA, USA.*
- Foster D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw, D. Tilma, A. Knapp. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* 53:77-88
- Geoghegan J., S. C. Villar, P. Klepeis, P. M. Méndoza, Y. Ogneva-Himmelberger, R. R. Chowdhury, B. L. Turner II, C. Vance. 2001. Integrated land-change science and tropical deforestation in the southern Yucatan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85:25-46.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Uses. Intergovernmental Panel on Climate Change. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H. S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (eds). Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japón. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Paustian, K., N. H. Ravindranath, A. Van Amstel.
- Kammesheidt L. 2002. Perspectives on secondary forest management in tropical humid lowland America. *Springer* 31:243-250.
- Ketterings Q., R. Coe, M. van Noordwijk, Y. Ambagau, C. A. Palm. 2001. *Forest Ecology and Management* 146:199-209.
- Lawrence D. 2005. Biomass accumulation after 10-200 years of shifting cultivation in Bornean rain forest. *Ecology* 86:26-33.

- Lawrence D., P. D'Odorico, L. Diekman, M. DeLonge, R. Das, J. Eaton, 2007. Ecological feedbacks following deforestation create the potential for a catastrophic ecosystem shift in tropical dry forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:20696-20701.
- Letcher S. G., R. L. Chazdon. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41:608-617.
- Ngo K. M., B. L. Turner, H. C. Muller-Landau, S. J. Davies, M. Larjavaara, N. F. bin Nik H., S. Lum. 2013. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management* 296:81-89.
- FAO. 2012. *El estado de los bosques del mundo*. Roma, Italia. 51 pp.
- Orihuela-Belmonte D. E., B. H. J. de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto, A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171:72-84.
- Orrego S. A., J. I. del Valle. 2001. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbón en bosques primarios y secundarios de Colombia. *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la captura de Carbono en Ecosistemas forestales del 18 al 20 de Octubre del 2001*. Valdivia, Chile.
- Pan Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S.W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993.
- Read L., D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13:85-97.
- Reyes-Hernández H., S. Cortina-Villar, H. Perales-Rivera, E. Kauffer-Michel, J. M. Pat-Fernández. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 51:88-106.
- Wright J. S. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20:253-260.
- Yeyanni V., M. H. A. Husni, K. Wan, B. Siva, A. Arifin, M. Kamarul. 2014. Carbon stocks in different carbon pools of a tropical lowland forest and a montane forest with varying topography. *Journal of Tropical Forest Science* 26:560-571.
- Young A. 1997. *Agroforestry for soil management*, CAB international Wallingford, UK, BPC Wheatons Ltd., Exeter.



## 1.16 Efecto de la fertilización nitrogenada en la emisión de N<sub>2</sub>O y el potencial de producción de maíz en el estado de Guanajuato

Báez-Pérez Aurelio<sup>1</sup>; Saynes Vinisa<sup>2</sup> y Etchevers-Barra Jorge<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío, km 6.5, Carretera Celaya-San Miguel de Allende, CP 38110, Celaya, Guanajuato. Autor para correspondencia: baez.aurelio@inifap.gob.mx.

<sup>2</sup>Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

### Resumen

El uso de los fertilizantes químicos es una práctica generalizada en la agricultura moderna y tiene como propósito aumentar la producción de los cultivos; sin embargo, el uso irracional de los mismos ha traído como consecuencia graves problemas de contaminación ambiental, además de encarecer significativamente los costos de producción. Para un uso más racional de éstos es importante disponer de herramientas de diagnóstico adecuadas para estimar con precisión la cantidad de N necesario para un potencial determinado de producción agrícola. Se estableció un experimento en el Campo Experimental Bajío en Celaya, Guanajuato para evaluar las emisiones N<sub>2</sub>O, la producción de maíz y el aprovechamiento del nitrógeno en respuesta a cuatro dosis crecientes de fertilización nitrogenada: 0, 100, 200 y 400 unidades de N ha<sup>-1</sup>. Se colocaron en el lomo y el fondo del surco cámaras de PVC de seis pulgadas de diámetro por 20 cm de altura, acondicionadas para medir el flujo de N<sub>2</sub>O del suelo. Se recolectaron las muestras de gas mediante una jeringa con un volumen de 20 cm<sup>3</sup>, el cual se guardó en viales de vidrio color ámbar, los que se almacenaron para su medición mediante cromatografía de gases. Se efectuaron de dos a tres mediciones por semana, y en cada medición se recolectaron gases en las cámaras, cerradas herméticamente, a los 0, 10, 20 y 30 minutos. Al mismo tiempo se recolectaron muestras de suelo de 0-15 cm de profundidad para evaluar el contenido de N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub>. Se hicieron muestreos destructivos para evaluar la acumulación de materia seca de maíz y el contenido de N, P y K en hoja. Los resultados mostraron que el contenido de nitratos y amonios en el suelo se relacionó de manera muy estrecha con la dosis en la aplicación del fertilizante nitrogenado tanto en los bordos de los surcos (R<sup>2</sup>= 0.98) como en el fondo de éstos (R<sup>2</sup>= 0.96). Se obtuvo una producción promedio de maíz por encima de 16 t ha<sup>-1</sup>. No hubo diferencias significativas (p< 0.05) entre tratamientos por efecto de las dosis crecientes de fertilización. Las curvas de acumulación de materia seca, el análisis nutrimental de la planta y la evaluación que se efectuó con los sensores ópticos fueron semejantes (p< 0.05) en todos los tratamientos. Lo anterior es consistente con los resultados que se obtuvieron de rendimiento de grano. La alta producción de maíz que se obtuvo sin la aplicación de fertilizantes nitrogenados implica una reserva de nitrógeno suficiente en el suelo potencialmente disponible para el cultivo, por lo cual el fertilizante que se aplicó en los tratamientos correspondientes no fue aprovechado por el cultivo y se perdió en su mayor parte por procesos de lixiviación y desnitrificación.

**Palabras clave:** emisión gases de efecto invernadero, cambio climático, producción de cereales.

### Abstract

The use of chemical fertilizers is widespread in modern agriculture and aims to increase crop production; however, the irrational use of which has resulted in serious environmental pollution problems, and significantly increase the costs of production. For a more rational use of drugs is important to have adequate tools to accurately estimate the amount of N required for a particular

agricultural production potential diagnosis. An experiment was established in the experimental station in Guanajuato state to evaluate N<sub>2</sub>O emissions, maize production and utilization of nitrogen in response to four increasing doses of nitrogen fertilization: 0, 100, 200 and 400 units of N ha<sup>-1</sup>. They were placed in the back and bottom of the groove chambers PVC six inches in diameter by 20 cm, equipped to measure the flow of N<sub>2</sub>O soil. Gas samples were collected using a syringe with a volume of 20 cm<sup>3</sup>, which was stored in amber glass vials, which were stored for measurement by gas chromatography. Were made two to three weekly measurements, and each measurement in gases were collected in the chambers, sealed, at 0, 10, 20 and 30 minutes. At the same time soil samples from 0-15 cm depth were collected to assess the content of N-NO<sub>3</sub> and N-NH<sub>4</sub>. Destructive samplings were conducted to evaluate the accumulation of dry matter corn and content of N, P and K in leaf. The results showed that the levels of nitrate and ammonium in the soil is very closely related to the dose in the application of nitrogen fertilizer in both the edges of the grooves (R<sup>2</sup>= 0.98) and in the background of these (R<sup>2</sup>= 0.96). An average maize production was obtained over 16 t ha<sup>-1</sup>. There were no significant differences (p< 0.05) between treatments effect of increasing doses of fertilization. The curves of dry matter accumulation, the plant nutritional analysis and evaluation was performed with optical sensors were similar (p< 0.05) in all treatments. This is consistent with results obtained grain yield. The high production of maize was obtained without the application of nitrogen fertilizers involves a sufficient reserve of soil nitrogen potentially available for cultivation, so the fertilizer was applied in the respective treatments was not seized by the crop and missed mostly through leaching and denitrification

**Key words:** emission of greenhouse gases, climate change, grain production.

## Introducción

El Nitrógeno (N) es un elemento esencial para la nutrición y el crecimiento vegetal; sin embargo, en los suelos agrícolas este elemento se encuentra frecuentemente con limitada disponibilidad para satisfacer la demanda nutrimental de los monocultivos, principalmente de cereales. El uso de los fertilizantes químicos en la actualidad es una práctica generalizada en la agricultura moderna y tiene como propósito aumentar la producción de los cultivos; sin embargo, el uso irracional de los mismos ha traído como consecuencia graves problemas de contaminación ambiental, además de encarecer significativamente los costos de producción. Uno de los principales problemas que tiene el uso de fertilizante que aplica a los cultivos, es que sólo una parte es aprovechado por las plantas, otra parte puede ser inmovilizada por los microorganismos del suelo y otra parte se pierde por lixiviación o desnitrificación, ocasionando serios problemas de contaminación tanto en los cuerpos de agua como en la atmósfera. Peña-Cabriales *et al.*, (2001) mencionan que en México, en los últimos 40 años, el consumo de fertilizantes se ha incrementado de 5 x 10<sup>4</sup> Mg a más de 5.5 x 10<sup>6</sup> Mg, lo cual representa una demanda exponencial desde que éstos se empezaron a usar en el país. La región Bajío, a la cual pertenece el estado de Guanajuato, es una de las principales zonas agrícolas del país en la producción de cereales y hortalizas. La producción promedio de maíz en condiciones de riego en la actualidad es de 8.5 t ha<sup>-1</sup> (SIAP, 2013); sin embargo, hay un potencial de producción por encima de 15 t ha<sup>-1</sup>. Se sabe que se requieren alrededor de 22.5 kg de N adentro de la planta por tonelada de grano de maíz (Castellanos-Ramos *et al.*, 2005), lo cual sugiere que se necesitan menos de 200 kg ha<sup>-1</sup> de N dentro de la planta para la producción media estatal; sin embargo, los agricultores frecuentemente fertilizan en la región con entre 500 y 700 unidades de N ha<sup>-1</sup>. Lo anterior implica una eficiencia muy baja en el aprovechamiento del fertilizante químico por el cultivo y un alto grado de contaminación. Así ocurre con otros cultivos como el trigo, el sorgo y las hortalizas en general. Para hacer un uso más eficiente de los fertilizantes se requiere de un diagnóstico adecuado, tomando en cuenta la disponibilidad del nutriente en el suelo y las deficiencias en la planta, para así calcular la cantidad adecuada de

fertilizante para un potencial de rendimiento real en condiciones edafoclimáticas y de manejo agronómico específicas de un lugar determinado. Lo anterior implica que a mayor capacidad de producción requiere mayor demanda de N para satisfacer los requerimientos nutrimentales del cultivo, y viceversa. Todos estos elementos deben ser considerados para una formulación adecuada de dosis de fertilización previa al establecimiento del cultivo. Para lograr una mayor eficiencia en el aprovechamiento del N que se suministra de manera externa a los cultivos, es necesario efectuar una serie de prácticas de manejo agronómico adecuadas que permitan minimizar las pérdidas, las cuales ocasionan serios problemas de contaminación ambiental y una baja rentabilidad en la agricultura

El presente trabajo tiene como propósito evaluar la producción de maíz por efecto de la aplicación de dosis crecientes de fertilización nitrogenada, y las pérdidas de N ocasionadas por efecto de las emisiones de  $N_2O$  y su relación el contenido de  $N-NO_3$  y  $NH_4$  en los primeros 15 cm de profundidad.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El ensayo se llevó a cabo en el Campo Experimental Bajío, en Celaya, Guanajuato, el cual se ubica a los 20°3' latitud Norte y 100°0' longitud Oeste, con una altitud de 1754 m s.n.m. El clima de la región es BS1hw(W)(e)q. La temperatura media anual es de 20.6 °C y la precipitación media anual es de 597 mm. El tipo de suelo del campo experimental corresponde según la clasificación de la USDA a un Vertisol pélico (Grageda-Cabrera *et al.*, 2004).

### *Características del suelo*

El suelo en el que se estableció el ensayo experimental corresponde a un Vertisol pélico, con un contenido de arcilla de cerca de 60%. El pH fue ligeramente alcalino y con un mediano contenido de materia orgánica. El suelo presentó elevado contenido de P, K, Ca y Mg (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Características físico-químicas de suelo. Campo Experimental Bajío. Celaya, Guanajuato.

pH	MO	NI	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Zn	Mn	Cu	Arena	Limo	Arcilla
	%					ppm							%	
7.2	1.97	14.8	23.3	859	5441	1027	294	6.11	1.66	6.47	0.79	24.92	28.36	46.72

### *Manejo agronómico*

Se estableció un experimento en bloques al azar con tres repeticiones para evaluar el potencial de producción de maíz, las emisiones de  $N_2O$  y la dinámica de  $N-NO_3$  y  $N-NH_4$ . Los tratamientos a evaluar corresponden a cuatro dosis crecientes de fertilización nitrogenada para la producción de maíz: 0, 100, 200 y 400 kg de N  $ha^{-1}$ . Se aplicaron en todos los tratamientos 80kg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$  y 50 kg  $ha^{-1}$  de K. Las fuentes de fertilización fueron urea, superfosfato de calcio triple y cloruro de potasio.

### *Manejo agronómico*

El experimento se estableció el 26 de mayo de 2014. Se sembró la variedad de maíz “cimarrón” de Asgrow a una distancia entre plantas de 15 cm en surcos, sobre terreno húmedo, después de fuertes aguaceros. Cada unidad experimental comprendió ocho surcos de 1 m de ancho por 15 m de largo. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 120  $m^2$ . La densidad de población fue de 6.6 plantas

m<sup>-2</sup>. Se dispuso de un sistema de riego por goteo; sin embargo, la mayor parte del agua disponible para el cultivo provino de la temporada de lluvias.

### *Monitoreo de gases y nitrógeno del suelo*

Para la medición de las emisiones N<sub>2</sub>O se colocaron cámaras de PVC con dimensiones de seis pulgadas de diámetro por 20 cm de altura. Se colocó una cámara en el lomo y otra en fondo del surco central de cada unidad experimental, a una distancia de 3 m del borde. Se recolectaron las muestras de gases mediante una jeringa con un volumen de 20 cm<sup>3</sup>, la cual se introdujo sobre los septos adaptados en cada cámara, cerradas herméticamente, para monitorear la emisión de gases. En cada medición se recolectaron muestras de gases en cuatro tiempos: 0, 10, 20 y 30. Éstas se guardaron en viales de vidrio color ámbar, y se almacenaron para su medición mediante cromatografía de gases. Durante cada muestreo, al mismo tiempo, se recolectaron muestras de suelo de 0-15 cm de profundidad para evaluar el contenido de N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub>.

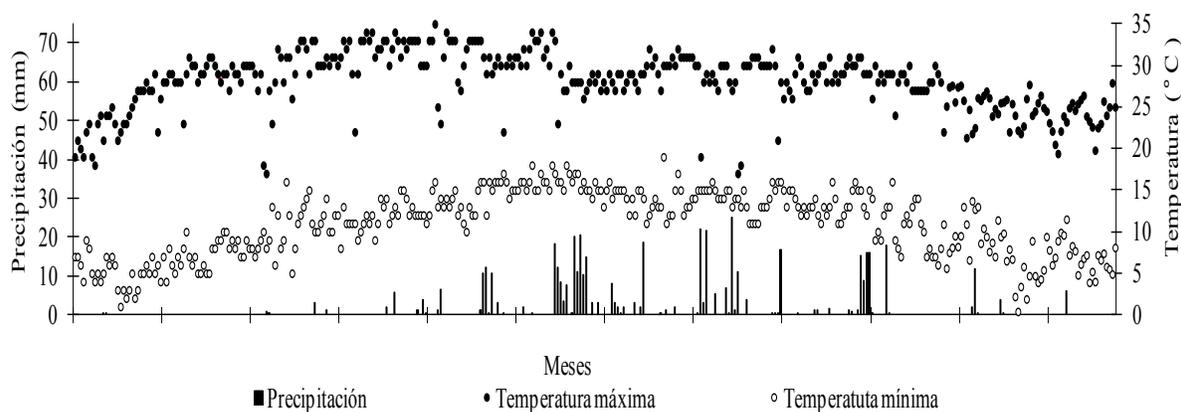
### *Curvas de acumulación de materia seca y contenido de N, P y K*

Se efectuaron muestreos destructivos de una planta por unidad experimental después de efectuar las evaluaciones correspondientes con los sensores ópticos las plantas se trituraron y se secaron en un horno a 70 °C por 72 h y se registró el peso seco. Para evaluar el contenido de N, P y K se recolectaron diez hojas de maíz por unidad experimental para conformar una muestra compuesta. Los muestreos se realizaron en forma paralela a las mediciones que se hicieron con los sensores ópticos GreenSeeker y el N-Tester. El propósito de estas mediciones fue generar información básica para construir modelos predictivos para corregir deficiencias de nitrógeno en maíz.

## Resultados y discusión

### *Temperatura y precipitación*

Las temperaturas máximas y mínimas y la precipitación imperantes a lo largo del año se presentan en la Figura 1. El inicio de la temporada de lluvias se registró a finales del mes de mayo. El volumen anual de lluvia fue de 467 mm, con una distribución irregular. Es notable la presencia de dos periodos de sequía intraestival (Figura 1) en los meses de julio y septiembre; sin embargo, la disponibilidad de riego proporcionó humedad suficiente en el suelo para el desarrollo del cultivo.

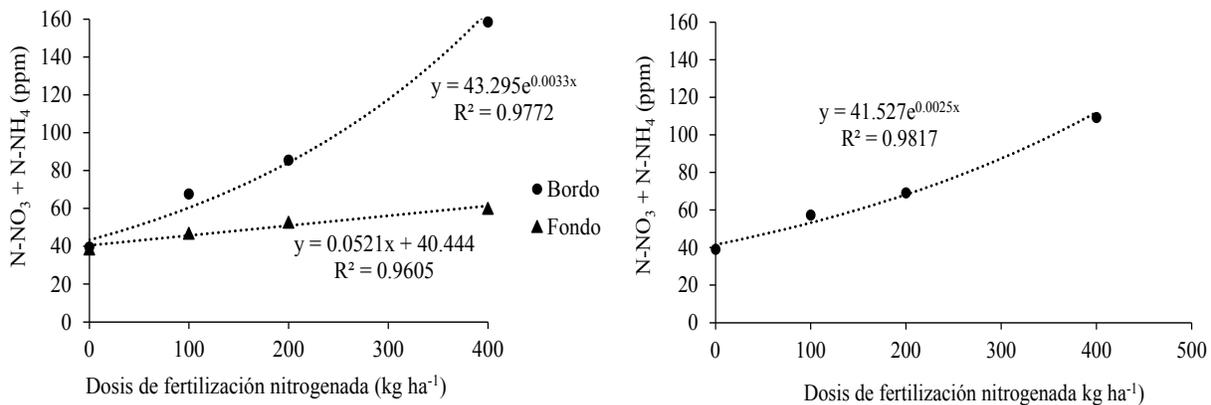


**Figura 1.** Registro diario de las temperaturas máximas y mínimas, y la precipitación pluvial en Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato. Ciclo primavera-verano de 2014.

### Contenido de nitrógeno inorgánico del suelo

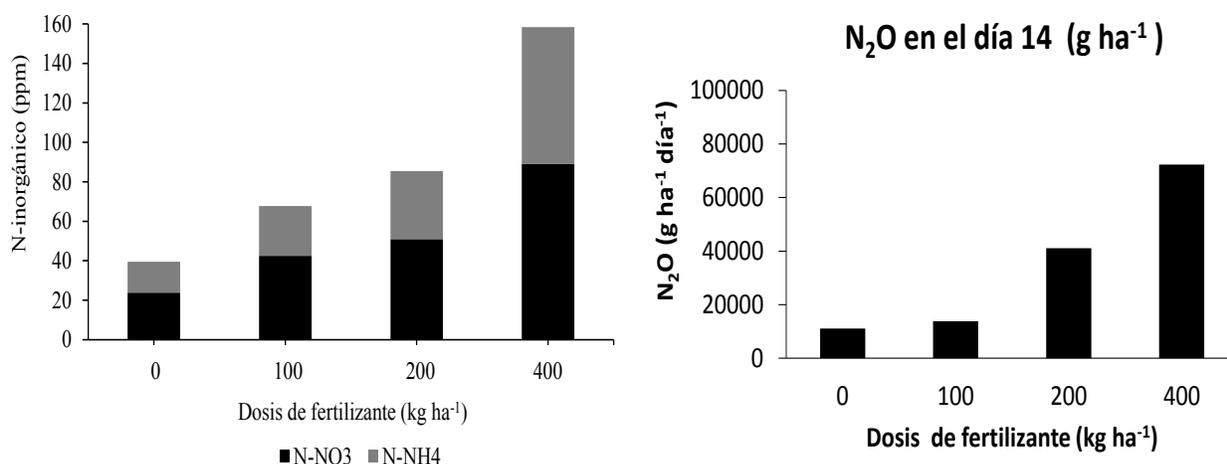
Los resultados en el contenido de  $N-NO_3$  y  $N-NH_4$  a lo largo de los ciclos de cultivo del maíz muestran claramente que aumentaron a medida que acrecentaron las dosis de fertilización nitrogenada, y mayormente en el bordo del surco, justo donde se efectuaron las fertilizaciones (Figura 2). Al inicio del ciclo del cultivo, momento en que se hizo la primera fertilización, no se observa ningún comportamiento en los tratamientos, con respecto al contenido de N inorgánico, sino hasta la segunda fertilización. Los mayores picos corresponde a  $N-NH_4$ , más de 600 ppm en el tratamiento con 400kg de N; sin embargo, globalmente las emisiones de  $N-NO_3$ , fueron mayores.

Al analizar el promedio global en el contenido de N inorgánico ( $N-NO_3+N-NH_4$ ) del suelo, se observa que éste se relacionó de manera muy estrecha con las dosis crecientes de fertilización nitrogenada, tanto en los bordos como en el fondo del surco (Figuras 2). El primero, que fue donde se hicieron las fertilizaciones y donde se encontró la mayor cantidad de N, tuvo una tendencia exponencial ( $R^2= 0.98$ ), mientras que en fondo del surco la tendencia fue claramente lineal ( $R^2= 0.98$ ). Al hacer el promedio entre el lomo y el fondo del surco, la relación entre esas dos variables es exponencial ( $R^2= 0.98$ ). Estos resultados muestran que las plantas, que se encontraban en el lomo de los surcos, tuvieron una abundante disponibilidad de N a medida que aumentó la dosis de fertilización química, lo que supondría que en esa misma medida aumentara la producción de grano. Sin embargo, no ocurrió así, como se explicará más adelante. Por lo tanto se infiere que una mayor disponibilidad de N también implica un mayor riesgo de pérdida.



**Figura 2.** Relación entre el promedio de global de N-inorgánico y la fertilización nitrogenada.

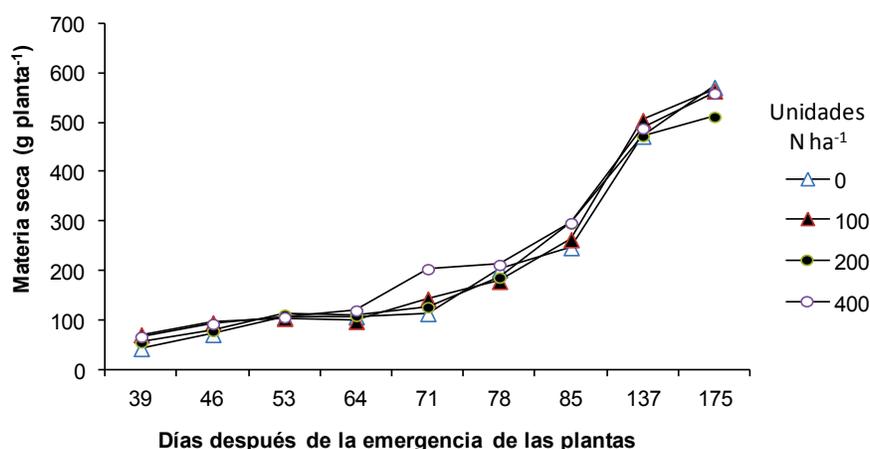
La proporción en el contenido de  $N-NO_3$  respecto al  $N-NH_4$  en el bordo del surco, aumentó en función de las dosis crecientes de urea, lo cual se observa claramente en la Figura 3, donde se aprecia que con la aplicación de 400 kg ha<sup>-1</sup> de este fertilizante químico, la proporción entre ambas formas de nitrógeno fue de 50%. Esto indica que las pérdidas por lixiviación o desnitrificación pueden ser probabilísticamente iguales. Mientras la emisión de  $N_2O$  tuvo un comportamiento semejante al contenido de N-inorgánico en el suelo, éstas aumentaron de manera exponencial a medida que aumentó la dosis de fertilización nitrogenada. El menor contenido de N en el suelo que se encontró en el fondo del surco, no implica que se perdió menor cantidad de fertilizante, si se considera que los escurrimientos ocasionados por las fuertes lluvias o por los riegos ocurren en el fondo de los surcos.



**Figura 3.** Proporción de N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub> y emisiones de N<sub>2</sub>O con relación a las dosis de fertilización.

#### Acumulación de materia seca

Los resultados de acumulación de materia seca correspondiente a la parte aérea de la planta, a lo largo del ciclo de cultivo, muestran un comportamiento semejante en todos los tratamientos (Figura 4). Lo anterior indica que no hubo respuesta en este parámetro por efecto de las dosis crecientes del fertilizante nitrogenado. Estos resultados explican la similitud que hubo en el rendimiento de maíz, el cual fue semejante en todos los tratamientos, como ya se explicó anteriormente. Este comportamiento en el patrón de acumulación de materia seca, implica necesariamente un adecuado suministro de este nutriente al cultivo por una reserva suficiente y disponible contenida en el suelo. Lo anterior se explica por la incorporación de abonos verdes, procedentes de maíz, y las prácticas de rotación de cultivo que se efectuaron con chile durante dos años previos al establecimiento del presente ensayo.



**Figura 4.** Curva de acumulación de materia seca en cultivo de maíz.

#### Contenido de N en planta

El contenido de N en la planta a la floración es superior a 3% en todos los tratamientos. De acuerdo con los niveles de suficiencia propuestos por el Laboratorio A-L de México, S.A. de C.V. (AL), el cultivo muestra un adecuado contenido de N en la etapa de floración (Figura 5). Se observa un

decremento en la concentración de este elemento en las hojas en función del crecimiento de la planta. Lo anterior se explica por un efecto de dilución al incrementarse la masa vegetal y por translocación del elemento a otros órganos de la planta.

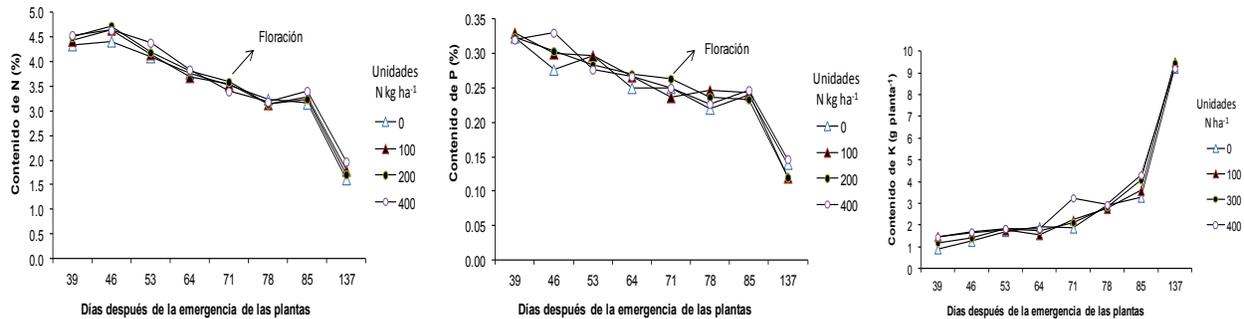


Figura 5. Contenido de nitrógeno, fósforo y potasio en planta de maíz.

A nivel de la acumulación de N en planta, con respecto a su producción de materia seca, el tratamiento 4 con 400 unidades de N ha<sup>-1</sup> tuvo el mayor valor; sin embargo, no se reflejó en la producción de grano. Esta cantidad de N podría estar cercana al nivel tóxico para el cultivo. El tratamiento sin aplicación de fertilizante se mantiene en el nivel más bajo, respecto a los demás tratamientos; sin embargo, suficiente para mantener un nivel de suficiencia adecuado. Los efectos de acumulación excesiva de N por las plantas se manifiestan por un color verde intenso. Esto no se refleja claramente cuando se efectuaron las mediciones de verdor con los sensores ópticos N-Tester y GreenSeeker. Lo anterior refleja que el fertilizante que se aplicó al cultivo no fue aprovechado por las plantas y probablemente simplemente se perdió por procesos de lixiviación y desnitrificación, y sólo una pequeña parte fue inmovilizada por los microorganismos del suelo.

Para hacer un uso racional de los fertilizantes es necesario estimar con precisión la reserva disponible del suelo que es potencialmente aprovechable por las plantas, tener una idea de la producción de grano que realmente se puede obtener y hacer prácticas agrícolas que aumenten la eficiencia en el aprovechamiento del fertilizante por las plantas. Para este estudio, de acuerdo con los contenidos de materia orgánica, N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub> se estimó una reserva aprovechable de nitrógeno inorgánico de 120 Kg ha<sup>-1</sup> sólo para los primeros 30 cm de profundidad.

#### Contenido de P en planta

El contenido de P en planta durante la etapa de floración de maíz fluctuó entre 0.24 y 0.25% en todos los tratamientos, lo cual es un nivel adecuado de suficiencia para la nutrición del cultivo, de acuerdo con los rangos de nutrición propuestos por el Laboratorio A-L de México, S.A. de C.V. (AL). No se observaron deficiencias visibles de este elemento en las plantas durante su desarrollo y hubo una alta producción de grano, lo cual confirma que no hubo deficiencias ocultas por el abastecimiento de fósforo a las plantas. Por otra parte el contenido de P extractable Bray que se evaluó del suelo, antes del establecimiento del cultivo, fue 23.3 ppm, lo cual se considera alto, aunado a la dosis complementaria de 80 unidades h<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> que se hizo al suelo durante el establecimiento del cultivo aseguró un suministro excesivo del P para el cultivo.

#### Contenido de K en planta

El contenido de potasio en hoja a la floración fluctuó entre 1.55 y 1.65% (Figura 5), lo cual es un rango de suficiencia adecuado para la nutrición del cultivo, de acuerdo con parámetros establecidos el

Laboratorios A-L de México, S.A. de C.V. (AL). El contenido de este elemento en el suelo, de acuerdo con los resultados del análisis químico de suelos, se estimó en más de 850 ppm, lo cual es extremadamente alto. Estos resultados sugieren que no era necesaria la aplicación de las 50 unidades de potasio en forma de fertilizante químico que suministraron al suelo al momento de la siembra. La disponibilidad de este nutrimento fue adecuada para las plantas, lo cual se reflejó en la alta producción de grano.

### Rendimiento de grano

La producción promedio de maíz estuvo por encima de 16 t ha<sup>-1</sup>, lo cual es un rendimiento alto (Cuadro 2). No hubo diferencias significativas entre tratamientos por efecto de las dosis crecientes de fertilización ( $p < 0.05$ ). La mayor producción se obtuvo con el tratamiento 3, donde se aplicaron 200 unidades de N ha<sup>-1</sup>, con más de 17 t ha<sup>-1</sup> de grano, apenas 600 kg más que lo que se obtuvo con el tratamiento sin aplicación de fertilizante. Una producción por encima de 16 t ha<sup>-1</sup> sin la aplicación de fertilizante (0 Kg ha<sup>-1</sup>) químico implica un alto reservorio de N en el suelo potencialmente aprovechable para las plantas, el cual provino de la incorporación de abonos verdes que se hicieron en ensayos anteriores al presente estudio. Lemcoff y Loomis (1986,) mencionan que el rendimiento de maíz depende de la calidad, cantidad y tamaño de los granos, en especial cuando está influenciado por dosis adecuadas de nitrógeno. De la misma forma, Urbina (1993) señala que el rendimiento se ve influenciado directamente por su potencial genético, nutrición y factores ambientales como son agua, luz y temperatura.

**Cuadro 2.** Resultados promedio de componentes de rendimiento. Campo Experimental Bajío. Celaya, Guanajuato. Ciclo primavera-verano de 2014.

Trat.	Dosis N kg ha <sup>-1</sup>	Número		Ø M cm	Largo M cm	No. H/M	Número		Peso 100 G G	Peso grano t ha <sup>-1</sup>	Peso Paja t ha <sup>-1</sup>	Biomasa		
		Plantas m <sup>2</sup>	M m				G H <sup>-1</sup>	G M <sup>-1</sup>				Aérea	IC	
1	0	7.4a	7.3a	2.81a	5.20a	15.1a	15.8a	32.7a	517.0a	48.9a	16.5a	18.1a	34.6a	0.48a
2	100	6.9a	7.1 <sup>a</sup>	2.81a	5.27a	14.9a	15.8a	32.3a	512.3a	51.2a	15.9a	17.4a	33.3a	0.48a
3	200	7.3a	7.2 <sup>a</sup>	2.83a	5.28a	14.6a	15.9a	31.4a	498.8a	50.9a	17.1a	17.8a	34.9a	0.49a
4	400	7.2a	7.1 <sup>a</sup>	2.86a	5.27a	14.6a	15.8a	31.9a	504.1a	51.4a	16.6a	18.3a	34.9a	0.48a

G= grano, H= hileras, N= nitrógeno, M= mazorcas, Ø= diámetro, IC= índice de cosecha.  
Letras iguales son estadísticamente semejantes ( $p < 0.05$ ).

Aunque la población de plantas en el presente ensayo es relativamente baja, debido al ancho de los surcos de 1 m, comparado con la población de plantas recomendadas para la zona Bajío; se obtuvo un rendimiento extremadamente alto (entre 16 y 17 t ha<sup>-1</sup>), comparado con el promedio de rendimiento estatal que se tiene para las condiciones de riego del estado de Guanajuato, el cual es de 8.5 t ha<sup>-1</sup> (SIAP, 2013). Estos rendimientos son aún mayores para la producción máxima extrema que se han obtenido en el Estado, que es de alrededor de 15 t ha<sup>-1</sup>.

Este potencial de producción se explica por varias razones: una adecuada fecha de siembra, un suelo con alto potencial de producción, un adecuado suministro de nutrientes y una mayor tasa fotosintética. Esto último se observó claramente en la altura planta, la cual estuvo por encima de lo que esta reportado, como se explicó anteriormente. El mayor ancho de surco favoreció una mayor luminosidad, y por lo tanto una menor competencia entre plantas por luz y nutrientes, es decir, que hubo un mayor aprovechamiento de estos elementos.

Estos resultados evidencian que el nitrógeno que se aplicó en los demás tratamientos no fue aprovechado por el cultivo y se perdió muy probablemente por procesos de lixiviación y desnitrificación, ocasionando con ello contaminación en el ambiente.

Con base en los resultados del análisis químico de suelos, el contenido de materia orgánica para los primeros 30 cm de profundidad fue de cerca de 2%, mientras que la reserva de N inorgánico fue de 14.8 ppm, es decir, 14.8 mg kg<sup>-1</sup>. Lo anterior implica, considerando que el suelo tiene una densidad aparente de 1.15, que hubo una reserva de 51.1 kg ha<sup>-1</sup> de N inorgánico. De acuerdo con el contenido de materia orgánica del suelo, y considerando que hay una relación C/N de 10/1, se estima que se mineralizaron de ésta 38 kg de N que quedó a disposición del cultivo. Considerando que el cultivo precedente al maíz fue chile, se estimó que la mineralización de los residuos de cosecha aportó alrededor de 25 kg de N al suelo. Deben considerarse los aportes provenientes de las enmiendas orgánicas, la cuales se hicieron dos años antes del establecimiento del cultivo de maíz, que consistió en la incorporación de abonos verdes de maíz. Dichos aportes se estimaron en 20 t ha<sup>-1</sup>, más la biomasa de las arvenses que crecían al final del ciclo de cultivo, las cuales fueron abundantes. Lo anterior implicó un aporte aproximado de 4 t ha<sup>-1</sup> del abono ya seco, que proporcionaron alrededor de 130 kg ha<sup>-1</sup> de N al suelo, de acuerdo con estudios realizados por Castellanos-Ramos *et al.*, (2005). Todo lo anterior implica que hubo una reserva de N en el suelo, en los primeros 30 cm de profundidad, para el cultivo de maíz de 244.1 kg ha<sup>-1</sup> de N. Considerando el máximo nivel de eficiencia de aprovechamiento del cultivo, que es el 80%, esta reserva alcanzaría para producir 8.7 t ha<sup>-1</sup>, producción que se esperaría en el tratamiento 1, sin aplicación de fertilizantes químicos; sin embargo, se obtuvo una producción de 16.5 t ha<sup>-1</sup>, es decir, casi el doble. Se deduce que el aprovechamiento de las reserva de N por el cultivo son importantes más allá de los 30 cm de profundidad. Por otra parte es también evidente que el N que se aplicó como fertilizante químico en los otros tratamientos, no fue aprovechado en su mayoría por el cultivo, considerando que el máximo nivel de producción de grano fue de 17.1 t ha<sup>-1</sup>, en el tratamiento 3, con aplicación de 200 unidades de N ha<sup>-1</sup>, por lo cual había una disponibilidad de 444 kg de N ha<sup>-1</sup> (Cuadro 3) sin considerar que es muy probable que las raíces puedan absorber reservas de N más allá de los 30 cm de profundidad.

Estos resultados evidencian un uso irracional del fertilizante nitrogenado cuando no se consideran las reservas de N que dispone el suelo para un potencial de producción determinado, como el que se tuvo en el presente estudio. Es importante estimar las reservas del N del suelo más allá de 30 cm de profundidad, las cuales son factibles de ser aprovechadas de manera importante por el cultivo. Los suelos Vertisoles son profundos (más de 1 m) y además tienen alta capacidad de retención de humedad e intercambio catiónico, lo cual favorece condiciones de fertilidad especiales para la producción de los cultivos.

**Cuadro 3.** Disponibilidad y aprovechamiento de N.

Trat.	Dosis de N	Reserva N I kg ha <sup>-1</sup>	Disponibilidad N kg ha <sup>-1</sup>	Aprov. cultivo %	Producción grano t ha <sup>-1</sup>	Demanda N kg ha <sup>-1</sup>	N* absorbido >30 cm
1	0	244	244	80	16.5	371	131
2	100	244	344	80	15.9	358	?
3	200	244	444	80	17.1	385	?
4	400	244	644	80	16.6	374	?

\*Nitrógeno aprovechado por el cultivo más allá de los primeros 30 cm de profundidad.

Los signos de interrogación significan que se desconoce.

Estos resultados implican que el cultivo en el tratamiento sin aplicación de fertilizante químico obtuvo alrededor de 131 kg ha<sup>-1</sup> de N inorgánico más allá de los primeros 30 cm de profundidad, es decir, alrededor del 35% de su demanda interna. Esto es de suma importancia porque se puede

asegurar la posibilidad de obtener altos rendimientos de maíz con una inversión económica menor respecto a la condición de aplicar elevadas dosis de fertilizante químico. Sin embargo, es necesario considerar para esto un suelo profundo no compactado, con enmiendas orgánicas y un mediano contenido de carbono orgánico.

Ante la problemática del encarecimiento de los fertilizantes químicos, la contaminación ambiental y la necesidad de producir los cereales a bajo costo, para competir con los precios internacionales, los resultados del presente estudio son relevantes.

## Conclusiones

El contenido de N inorgánico ( $N-NO_3+N-NH_4$ ) se relacionó estrechamente con las dosis crecientes de fertilización nitrogenada; sin embargo, la nula respuesta que se obtuvo en la de producción de maíz muestra que las pérdidas de nitrógeno aumentaron en el mismo sentido que aumentaron las dosis de fertilizante químico. Lo anterior se confirma con los resultados que se obtuvieron en los estudios de acumulación de materia seca, contenido de N, P y K en planta, y las mediciones con los sensores ópticos.

## Bibliografía

- Castellanos-Ramos J. Z., J. A. Cueto W., C. J. Macías, G. J. R. Salinas, V. L. M. Tapia, J. J. M. Cortes, A. I. J. González, V. H. Mata, G. M. Mora, H. A. Vázquez, S. C. Valenzuela, R. E. Enríquez. 2005. La fertilización de los cultivos de maíz, sorgo y trigo en México. Folleto técnico Núm. 1. Celaya, Guanajuato.
- 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  $N_2$  y  $N_2O$  en diferentes sistemas de manejo y con tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia* 38:625-633.
- Lemcoff J., R. Loomis. 1986. Nitrogen influences on yield determination in maize. *Crop Science Society of America* 26:1017-1022.
- Peña-Cabriales J. J., O. A. Grageda-Cabrera, J. A. Vera-Núñez. 2001. Manejo de Fertilizantes Nitrogenados en México: Uso de técnicas isotópicas. *Terra Latinoamericana* 20:51-56.
- SIAP. 2013. Estadísticas anuales sobre producción agrícola. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx/>
- Urbina R. 1993. Guía tecnológica para la producción del maíz. Editorial DGTA-MAG, Managua, Nicaragua. 36 pp.

## 1.17 Almacenamiento de carbono en un sistema silvopastoril intensivo de *Leucaena leucocephala* y *Panicum maximum*, en Michoacán, México

López-Santiago José G.<sup>1</sup>; Casanova-Lugo Fernando<sup>1</sup>; Villanueva-López Gilberto<sup>2</sup>; Interian-Ku Víctor M.<sup>1</sup> y Hernández-Solís Juan J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Tecnológico Nacional de México, Carretera Chetumal-Escarcega, km. 21.5, Ejido Juan Sarabia, CP 77965, Quintana Roo, México. Autor para correspondencia: fkzanov@gmail.com

<sup>2</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo, Sección II, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.

### Resumen

El propósito del presente estudio fue determinar el potencial de un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) conformado por *Leucaena leucocephala* asociado con *Panicum maximum*, en el almacenamiento de carbono (C) en la biomasa y el suelo, en comparación con una selva baja caducifolia (SBC) y un pasto en monocultivo (PM), en Michoacán, México. En cada uno de los agro-ecosistemas se delimitaron cinco parcelas permanentes de muestreo en un diseño de bloques completos al azar. Se estimó la biomasa aérea y subterránea, el contenido de C orgánico del suelo (COS), y el almacenamiento de C total por agro-ecosistema. Los datos fueron analizados mediante un ANOVA de una vía. La biomasa aérea en el SSPi y la SBC fueron similares (36.6 y 41.8 Mg MS ha<sup>-1</sup>), mientras que el PM tuvo una menor cantidad de biomasa (8.0 Mg MS ha<sup>-1</sup>). La biomasa subterránea fue mayor en el SSPi (16.3 Mg MS ha<sup>-1</sup>), en comparación con los demás agro-ecosistemas. El SSPi tuvo la mayor cantidad de biomasa total (58.1 Mg MS ha<sup>-1</sup>), seguido de la SBC (45.1 Mg MS ha<sup>-1</sup>) y el PM (9.3 Mg MS ha<sup>-1</sup>). Por otra parte, la fracción de COS fue mayor en la SBC (3.2%), seguido del SSPi (2.6%) y el PM (2.1%). Finalmente, el SSPi y la SBC mostraron el mayor almacenamiento de C total (120.7 y 118.7 Mg C ha<sup>-1</sup>). Se concluye que en el trópico seco de Michoacán, el SSPi permite incrementar las existencias de C en la biomasa y el suelo en comparación con otros usos de la tierra.

**Palabras clave:** monocultivos, selvas tropicales, servicios ambientales, silvopastoreo.

### Abstract

The aim of the study was to determine the potential of an intensive silvopastoral system (ISPS) of *Leucaena leucocephala* associated with *Panicum maximum* on carbon (C) storage in biomass and soil, compared to a deciduous forest (DF) and a grass monoculture (GM), in Michoacan, Mexico. In each agro-ecosystem five sample plots were delimited using a completely randomized design. Above and belowground biomass, the soil organic C (SOC), and total C storage for agro-ecosystem was measured. Data were analyzed using one-way ANOVA. The aboveground biomass in the ISPS and the DF were similar (36.6 y 41.8 Mg MS ha<sup>-1</sup>), while the GM had a lower amount of biomass (8.0 Mg MS ha<sup>-1</sup>). The belowground biomass was greater in the ISPS (16.3 Mg DM ha<sup>-1</sup>) compared with others agro-ecosystems. The ISPS had greatest amount of total biomass (58.1 Mg DM ha<sup>-1</sup>), followed by DF (45.1 Mg DM ha<sup>-1</sup>) and GM (9.3 Mg DM ha<sup>-1</sup>). Furthermore, the fraction of SOC in the DF was greater (3.2%), followed by ISPS (2.6%) and GM (2.1%). Finally, the ISPS and the DF had greater total carbon storage (120.7 and 118.7 Mg C ha<sup>-1</sup>). In conclusion, under the conditions of the dry tropics of Michoacan, the ISPS allows increasing C stocks in biomass and soil compared to other land uses.

**Key words:** ecosystems services, monoculture, silvopasture, tropical forest.

## Introducción

A nivel mundial, las selvas tropicales son los ecosistemas más productivos y los de mayor diversidad vegetal y animal. Estas son hábitat importante para animales migratorios y sostienen el 50% de las especies conocidas que existen en el planeta. Del mismo modo, dichos ecosistemas juegan un papel importante en la regulación global del clima, debido a que almacenan cantidades significativas de carbono (C) y otros gases de efecto invernadero, y además, regulan la precipitación, amortiguan las inundaciones, las sequías y la erosión de los suelos (Casanova-Lugo *et al.*, 2010).

A pesar de que las selvas tropicales son las más biodiversas, y ofrecen diferentes bondades al ambiente, se pueden encontrar altas tasas de deforestación y degradación de los recursos. Dicho impacto al ambiente está asociado principalmente al incremento de la superficie de pasturas en monocultivo para la alimentación de rumiantes, lo cual afecta la capacidad del ecosistema para mantener su funcionamiento y sus servicios ambientales (Sánchez *et al.*, 2009). Además de lo anterior, en los últimos años se reporta que más del 65% de las pasturas tropicales presentan algún signo de degradación, lo que contribuye significativamente al aumento de las concentraciones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico, ya que en estos sistemas hay una rápida descomposición de la materia orgánica y, por ende, mayor emisión de C a la atmósfera (Ibrahim *et al.*, 2005).

El CO<sub>2</sub> en la atmósfera aumentó alrededor de 9.7 Petagramos (1 Petagramo [Pg] equivale a mil millones de toneladas de C) en el año del 2012 debido principalmente al aumento en la combustión de combustibles fósiles. Sin embargo, no todo el CO<sub>2</sub> emitido se acumula en la atmósfera. Un manejo eficiente del ciclo del C en sistemas agropecuarios puede contribuir a reducir las emisiones antropogénicas de CO<sub>2</sub>. Por lo tanto, la reducción de la huella de C de los agro-ecosistemas es fundamental para la mitigación del cambio climático (Ibrahim *et al.*, 2005).

Ante tal problemática, se plantean la implementación de sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) como una alternativa de producción sustentable, constituyen una modalidad de los sistemas agroforestales, son una opción de producción pecuaria que asocia la presencia de árboles y/o arbustos con pastos y animales bajo un sistema de manejo integral (Bacab *et al.*, 2013). Dichos sistemas ofrecen beneficios al proteger el suelo de la erosión, ya que con la introducción de árboles y arbustos se incrementa la cantidad materia orgánica y en consecuencia se mejoran las propiedades del mismo. También existe un buen almacenamiento de CO<sub>2</sub> y nitrógeno atmosférico, y mantienen una alta biodiversidad animal y vegetal (Harvey *et al.*, 2007). Por lo tanto, el propósito de este estudio fue determinar el papel de los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) en el almacenamiento de C en la biomasa y en el suelo, con relación a una selva baja caducifolia (SBC) y un monocultivo de pasto (PM), en las condiciones del trópico seco de Michoacán.

## Materiales y métodos

### *Sitio de estudio*

El estudio se llevó a cabo en La Concha, Municipio de Apatzingán en el Estado de Michoacán, México. Está situado a 19°08' latitud Norte y 102°35' longitud Oeste, a una altitud de 325 m s.n.m. y tiene un clima cálido, semi-árido, con lluvias en verano y una precipitación media anual de 924 mm con una temperatura promedio de 34 °C. El tipo de suelo es Vertisol característico de esta zona.

### *Descripción de los sistemas y diseño experimental*

Para el presente estudio se utilizaron tres agro-ecosistemas: una SBC, un SSPi, y un PM, tal como se muestra en la Figura 1. El primero (SBC), está conformada por la vegetación nativa de la región de una edad aproximada de 10 a 15 años de regeneración en zonas de serranía. El segundo (SSPi) está

constituido por *L. leucocephala* cv. Cunningham con una densidad aproximada de 36 000 plantas ha<sup>-1</sup>, y en los callejones se sembró pasto *P. maximum* cv. Tanzania al boleto. Dicho sistema es empleado para el pastoreo de bovinos de engorda de aproximadamente 350 a 450 kg, con periodos de ocupación de tres días y un periodo de descanso de 35 a 45 días, en la época lluviosa y de seca, respectivamente. El tercer sistema (PM) conformado por *Cynodon plectostachyus*, fue establecido en 2009 al boleto y tiene un periodo de aprovechamiento de cinco días por potrero y de 45 a 60 días de descanso. En cada uno de los agro-ecosistemas se delimitaron cinco parcelas permanentes de muestreo de 10 m × 10 m, en un diseño completamente al azar (DCA).



**Figura 1.** Agro-ecosistemas de estudio: a y b, representan los sistemas ganaderos característicos de la región (monocultivo de pastos y sistemas silvopastoriles intensivos), mientras que c y d, representan a la vegetación nativa (selva baja caducifolia), en el Estado de Michoacán, México.

### *Variables de respuesta*

Se determinó la producción de biomasa; en el caso de la selva baja caducifolia se estimó de manera indirecta mediante la aplicación de la ecuación alométrica 1, desarrollada por Pearson *et al.*, (2005), validada para selvas tropicales.

$$BA = 0.2035 \times DAP^{2.3196} \quad (1)$$
$$r^2 = 0.97$$

donde,  $BA$  es la biomasa aérea, y  $DAP$  es el diámetro a la altura del pecho de los árboles tomado a una altura de 1.30 m.

La biomasa subterránea o de raíces se estimó mediante la aplicación de un modelo matemático desarrollado por Cairns *et al.*, 1997. Este modelo alométrico ha sido ampliamente utilizado y es una metodología aceptada dentro de los Usos de la Tierra del IPCC (2007), y se describe en la ecuación 2.

$$BS = \exp[-1.0587 + 0.8836 (\ln BA)] \quad (2)$$

$$r^2 = 0.84$$

donde,  $BS$  es la biomasa de raíces ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ),  $\exp$  es la exponencial,  $\ln$  es el logaritmo natural y  $BA$  es la biomasa aérea ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ).

En el caso del SSPi y el pasto en monocultivo se emplearon métodos directos de medición (*i. e.*, destructivos), para la toma de muestras de biomasa aérea y subterránea del pasto y la leguminosa dentro de las parcelas de acuerdo con la metodología reportada por Casanova-Lugo *et al.*, (2010). Las muestras fueron secadas con una estufa de circulación de aire forzado y se determinó el peso seco de las plantas.

Finalmente, los valores de peso seco de la biomasa aérea y subterránea fueron multiplicados por la constante de 0.5 para convertir la producción de biomasa en C, de acuerdo a lo reportado por Brown (2002).

El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se determinó a través de calicatas de  $50 \times 50 \times 30$  cm (Figura 2). Se realizaron tres réplicas y se obtuvieron tres estratos (*i. e.*, 0-10 cm, 10-20 cm, y de 20-30 cm) en cada agro-ecosistema. En cada estrato se tomaron una muestra inalterada con un cilindro metálico de 10 cm de largo y 8 cm de diámetro.



**Figura 2.** Representación esquemática de las mini-calicatas para la toma de muestras de C orgánico, densidad aparente a diferentes profundidades de suelo en tres agro-ecosistemas.

Las muestras fueron secadas a una temperatura ambiente bajo sombra hasta alcanzar peso constante y después fueron tamizadas con una criba del No.100 para eliminar materiales indeseados (*i. e.*, piedras y material vegetal). Finalmente, se les cuantificó la fracción de carbono (%) por el método de combustión seca, con ayuda de un analizador elemental LECO CNS 2000®. El COS almacenado a 30 cm de profundidad fue obtenido mediante la sumatoria del COS en cada profundidad estudiada y el COS en cada estrato fue obtenido mediante la ecuación 3, reportada por Segura *et al.*, (2005).

$$COS (\text{Mg C ha}^{-1}) = FC \times DA \times Pm \times A \quad (3)$$

donde,  $FC$  es la fracción de C (%),  $DA$  es la densidad aparente del suelo ( $t\ m^{-3}$ , obtenido por medio del método del cilindro),  $Pm$  la profundidad de muestreo (cm), y  $A$  es el área de muestreo (ha).

Finalmente, el almacenamiento de C en el sistema se calculó mediante la ecuación 4, propuesta por el IPCC (2007), para agro-ecosistemas tropicales.

$$C\ almacenado\ (Mg\ C\ ha^{-1}) = BA + BS + COS \quad (4)$$

donde, el  $C\ almacenado$  es igual a la sumatoria de los reservorios de C de la  $BA$ , biomasa aérea;  $BS$  es la biomasa subterránea, y  $COS$  es el C orgánico del suelo.

### Análisis estadísticos

Los datos obtenidos fueron analizados mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, y cuando se encontraron diferencias significativas entre los agro-ecosistemas evaluados se procedió a realizar una prueba de Tukey al 5% de error tipo 1.

### Resultados y discusión

Los análisis estadísticos muestran que la biomasa aérea presentó diferencias estadísticas significativas entre los diferentes agro-ecosistemas evaluados ( $F= 41.96$ ;  $p= 0.001$ ), el SSPi y la SBC presentaron mayores cantidades de biomasa (cinco veces más), en comparación con el pasto en monocultivo. Con relación a la biomasa subterránea se observó que el SSPi mantuvo la mayor producción de raíces, en comparación con los demás sistemas evaluados, con un valor promedio de  $16.36\ Mg\ MS\ ha^{-1}$  ( $F= 32.82$ ;  $p= 0.001$ ) Así mismo, el SSPi fue el sistema con mayor producción de biomasa total en el periodo de evaluación ( $F= 45.31$ ;  $p= 0.001$ ; Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Estimación de la productividad de biomasa aérea y subterránea en diferentes agro-ecosistemas en el Municipio de Apatzingán, Michoacán.

Sistema	Biomasa ( $Mg\ MS\ ha^{-1}$ )		
	Aérea	Subterránea	Total
SSPi	41.83 ( $\pm 3.30$ ) a	16.36 ( $\pm 1.95$ ) a	58.19 ( $\pm 4.77$ ) a
PM	8.01 ( $\pm 0.76$ ) b	1.37 ( $\pm 0.12$ ) c	9.38 ( $\pm 0.87$ ) c
SBC	36.69 ( $\pm 5.72$ ) a	8.40 ( $\pm 1.23$ ) b	45.10 ( $\pm 6.95$ ) b

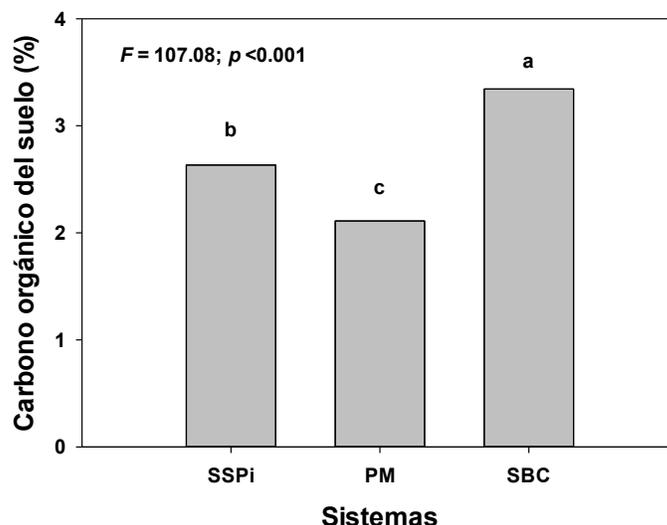
Medias ( $\pm$  error estándar) seguidas por letras distintas en cada columna indican diferencias estadísticas de acuerdo a Tukey al 95% de confiabilidad.

SSPi= Sistema silvopastoril intensivo.

PM= Pasto en monocultivo.

SBC= Selva baja caducifolia.

La fracción de C orgánico del suelo en los tres agro-ecosistemas evaluados fue estadísticamente significativa ( $F= 107.08$ ;  $p= 0.001$ ), dado que la SBC tuvo el mayor contenido con un valor de 3.28%, seguido del SSPi con 2.68% y en menor proporción el PM con 2.11% (Figura 3).



**Figura 3.** Fracción promedio de Carbono Orgánico del Suelo (%) en tres agro-ecosistemas en Apatzingán, Michoacán. SSPi= Sistema silvopastoril intensivo; PM= Pasto estrella en monocultivo; SBC= Selva baja caducifolia.

El SSPi mostró el mayor almacenamiento de C en la biomasa que los demás agro-ecosistemas ( $F=16.14$ ;  $p=0.004$ ). Mientras que la SBC y el SSPi mantuvieron valores similares en el almacenamiento de C en el suelo, pero ambos fueron mayores comparados con el PM ( $F=9.25$ ;  $p=0.001$ ). En consecuencia, ambos agro-ecosistemas (*i.e.*, el SSPi y la SBC), mantuvieron los mayores reservorios de C en total ( $F=34.93$ ;  $p=0.027$ ; Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Estimación del almacenamiento de C en la biomasa total y en el suelo en diferentes agro-ecosistemas en el Municipio de Apatzingán, Michoacán.

Sistema	Almacenamiento de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )		
	Biomasa	Suelo	Total
SSPi	29.09 ( $\pm 4.45$ ) a	91.64 ( $\pm 4.92$ ) a	120.73 ( $\pm 10.97$ ) a
PM	4.69 ( $\pm 0.62$ ) c	73.46 ( $\pm 4.58$ ) b	78.16 ( $\pm 8.41$ ) b
SBC	20.44 ( $\pm 2.78$ ) b	98.32 ( $\pm 2.90$ ) a	118.76 ( $\pm 7.46$ ) a

Medias ( $\pm$  error estándar) seguidas por letras distintas en cada columna indican diferencias estadísticas de acuerdo a Tukey al 95% de confiabilidad.

SSPi= Sistema silvopastoril intensivo.

PM= Pasto en monocultivo.

SBC= selva baja caducifolia.

El presente estudio muestra que los SSPi y la SBC tuvieron una buena producción de biomasa ( $51.6 \text{ Mg MS ha}^{-1}$ , en promedio), no obstante, la biomasa aérea representó el 76% del total y la subterránea el 24%. Estos resultados son mayores a los encontrados en algunos estudios en Yucatán, donde en SSP se reportan valores promedios de  $32.3 \text{ Mg MS ha}^{-1}$ , donde la biomasa de raíces representa el 38% del total. Estas diferencias pueden ser explicadas por la edad de los sistemas y las condiciones de precipitación diferentes, dado que en condiciones secas las especies leñosas asignan mayores recursos para la formación de tejidos radicales en busca del recurso agua (Casanova-Lugo *et al.*, 2010).

El SSPi y la SBC mostraron mejores cantidades de COS en comparación con el PM. De hecho esta tendencia ha sido mencionada por algunos autores (Bacab *et al.*, 2013; Ibrahim *et al.*, 2005), aunque otros estudios muestran que las pasturas mejoradas pueden incrementar dichas existencias de COS debido a las rápidas tasas de recambio de la biomasa (Segura *et al.*, 2005). A pesar de ello, el

almacenamiento de C en el suelo es dependiente de la cantidad y calidad de la biomasa devuelta al suelo. Estos parámetros dependen especialmente de las especies de vegetales y la forma en que se combinan en los agro-ecosistemas. En efecto, las prácticas que incrementan la productividad primaria neta y/o devuelven una cantidad mayor de nutrientes de plantas de la tierra y tienen el potencial de incremento en el reservorio de C del suelo (Casanova-Lugo *et al.*, 2010).

El potencial de almacenamiento de C de los SSPi, se basa en que los árboles pueden ser importantes sumideros de C atmosférico, debido a su rápido crecimiento y a la alta productividad de biomasa presente en el sistema, más aun cuando estos árboles son leguminosas. Lo anterior es debido a que las especies leguminosas incrementan la incorporación de N al suelo, a causa del proceso de fijación biológica de nitrógeno, en consecuencia existe una mejor asimilación de C en la matriz del suelo (Bacab *et al.*, 2013).

## Conclusiones

En las condiciones del trópico seco de Michoacán, el SSPi sin duda puede aumentar la productividad de biomasa y en consecuencia incrementar el almacenamiento de C en la biomasa y el suelo, en comparación con las PM y la SBC, al mismo tiempo que permite una producción pecuaria más amigable con el ambiente.

## Bibliografía

- Bacab H. M., N. B. Madera, F. J. Solorio, F. Vera, D. F. Marrufo. 2013. Los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*: una opción para la ganadería tropical. *Avances en Investigación Agropecuaria* 17:67-81.
- Brown S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116:363-372.
- Cairns M. A., S. Brown, E. H. Helmer, G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Casanova-Lugo F., J. A. Caamal, J. C. Petit, F. J. Solorio, J. B. Castillo. 2010. Acumulación de carbono en la biomasa de *Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia* asociadas y en monocultivo. *Revista Forestal Venezolana* 54:45-50.
- Harvey A. C., O. Komar, R. Chazdon, G. B. Ferguson, B. Finegan, M. D. Griffith, R. M. Martínez, H. Morales, R. Nigh, P. L. Soto, B. M. Van, M. Wishnie. 2007. Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot. Department of Agriculture and Agroforestry, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Department of Ecology and Evolutionary Biology. pp. 8-13.
- Ibrahim M., M. Chacón, J. Mora, S. Zamora, J. Gobbi, T. Llanderal, A. Harvey, E. Murgueitio, F. Casasola, C. Villanueva, E. Ramírez. 2005. Opportunities for carbon sequestration and conservation of water resources on landscapes dominated by cattle production in Central America. In Henry A. Wallace/CATIE Inter-American Scientific Conference Series, "Integrated management of environment services in human-dominated tropical landscape" (4, Costa Rica, 2005). Abstracts. Turrialba, Costa Rica, CATIE. pp. 27-34.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Pearson T., S. Walker, S. Brown. 2005. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects. Winrock International and the BioCarbon Fund of the World Bank, Washington.
- Sánchez C. S., M. A. Flores, L. I. Cruz, A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capitales natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambios. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 75-129.
- Segura C. M., G. P. Sánchez, S. C. Ortiz, C. M. Gutiérrez. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.

## 1.18 Carbono retenido en la biomasa aérea, en una selva tropical de Yucatán, México

Ramírez-Guardado Marco A.<sup>1</sup>; Ponce-Marbán Donny<sup>1</sup>; Dupuy-Rada Juan M.<sup>1</sup>; Orellana-Lanza Roger<sup>1</sup>; Caamal-Sosa Juan P.<sup>1</sup>; Tamayo-de Jesús Manuela<sup>1</sup> y Ángeles-Pérez Gregorio<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Calle 43 No. 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, CP 97200, Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: marcoramirez\_83@yahoo.es

<sup>2</sup>Postgrado Forestal, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5, Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

### Resumen

Los bosques son importantes por su contribución a la mitigación del cambio climático y producción de biomasa como fuentes renovables para la obtención de energía. La problemática ambiental que prevalece en las áreas naturales se debe, en parte, al poco conocimiento de la magnitud de los bienes y servicios ambientales que proveen. La estimación de la biomasa forestal permite cuantificar el carbono almacenado y el CO<sub>2</sub> absorbido por la misma. En el presente trabajo se estimó el carbono almacenado en las selvas de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic evaluando la influencia de la edad sucesional y la topografía sobre la biomasa. Se establecieron 32 conglomerados tipo INFyS en rodales de selva de diferentes edades de sucesión (3-100 años) y condiciones de topografía y orientación. Usando ecuaciones alométricas se estimó la biomasa y el carbono aéreo almacenados en 4 parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup> por conglomerado. El carbono aéreo almacenado fue de 57.605±2.71 ton ha<sup>-1</sup>. La edad se relacionó positivamente con la biomasa y explicó el 61% de su variación, el mayor aporte de biomasa se encontró en las categorías 3 (18-25 años) y 4 (≥25 años) con 120.16±5.79 y 147.05±6.17 ton ha<sup>-1</sup>. La topografía también se relacionó con la biomasa explicando el 23% de su variación; la mayor biomasa correspondió a pendientes intermedias, particularmente en cerros con pendientes ≥10%, con orientación Norte con 156.78±8.96 ton ha<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Reserva Biocultural Kaxil Kiuic, ecuaciones alométricas, edad de sucesión, topografía y orientación.

### Abstract

Forests are important for their contribution to mitigate climate change and for biomass production as a renewable source of energy. The environmental problems prevailing in natural areas are due in part to the scant knowledge about the magnitude of the goods and environmental services that they provide. Estimating forest biomass allows quantifying the amount of carbon stored and CO<sub>2</sub> absorbed. In this study we estimated the amount of carbon stored in Kaxil Kiuic Biocultural Reserve evaluating the influence of successional age and topography on above-ground carbon. Thirty two clusters of plots were established in forest stands of different successional age (3-100 years), topographic conditions and aspects, based on the methodology of INFyS. Allometric equations were used to estimate above-ground biomass and carbon in four 400m<sup>2</sup> circular plots per cluster. Above-ground carbon stock was 57.605±2.71 t ha<sup>-1</sup>. Stand age was positively associated with biomass and explained 61% of its variation; the largest biomass was found in categories 3 (18-25 years) and 4 (≥25 years) with 120.16±5.79 and 147.05±6.17 ton ha<sup>-1</sup>. Topography was also related to biomass and explained 23% of its variation; the largest biomass was found in intermediate slopes, particularly in hills with slopes ≥10% oriented towards the north with 156.78±8.96 t ha<sup>-1</sup>.

**Key words:** Kaxil Kiuic Biocultural Reserve, allometric equations, successional age, topography and aspect.

## Introducción

Los bosques desempeñan un papel importante en la mitigación del cambio climático a nivel global (Steven y Sohngen, 2011). Además de proporcionar al hombre una gran diversidad de productos, efectúan importantes funciones y brindan una serie de servicios ambientales o ecosistémicos, tales como: la regulación del ciclo del carbono y del clima a través de la fijación de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) de la atmósfera, la protección de cuencas (conservación de suelo, agua y biodiversidad), la recreación, la provisión de recursos medicinales y genéticos y los valores culturales de existencia y legado (Zamora, 2003).

Uno de los depósitos más importantes del carbono en la biosfera se encuentra en los ecosistemas terrestres (en la materia orgánica vegetal viva, en la necromasa y en la materia orgánica del suelo), que en comparación con los demás depósitos en la tierra es pequeño pero temporalmente muy activo. Entre tales ecosistemas, los forestales son particularmente importantes como reservorios de carbono, porque los árboles retienen altas cantidades de este elemento por unidad de área (Thornes, 2002).

Para determinar el papel que desempeñan los bosques ante el cambio climático como sumidero de CO<sub>2</sub> atmosférico, es fundamental conocer la cantidad de biomasa que pueden acumular. Esto también ayuda a conocer la estructura, el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas forestales lo que permite hacer comparaciones entre ellos (Ciesla, 1996); también es importante para la construcción de los presupuestos globales de carbono, el diseño de políticas locales y herramientas de gestión diseñadas para la captura y almacenamiento del mismo (Becknell, 2012). Considerando la importancia de las temáticas mencionadas, en el presente trabajo se plantean como objetos de estudio; la estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea en la selva tropical mediana subcaducifolia de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic; así como la variación en la biomasa aérea en función de la edad de sucesión o abandono y la condición topográfica y la orientación.

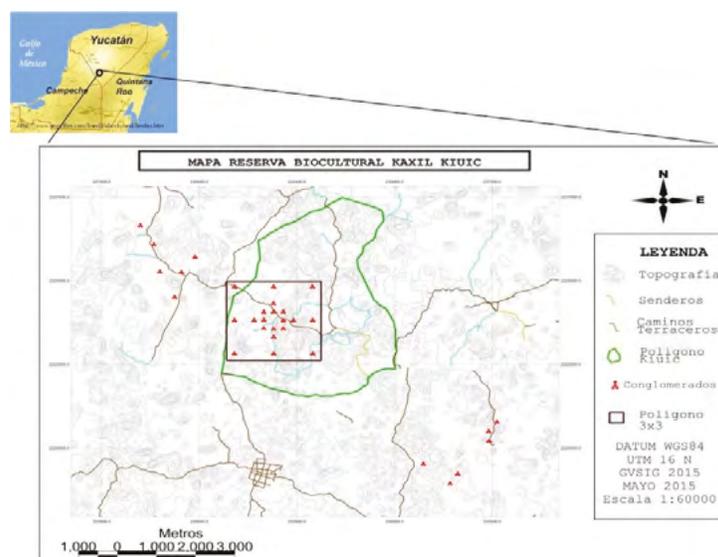
## Materiales y métodos

### *Localización del área de estudio*

El presente estudio fue realizado en la Península de Yucatán, específicamente en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (Figura 1), Municipio de Oxkutzcab, al Suroeste del Estado de Yucatán, México (Castillo, 2004), entre 20°01'7" - 20°09'36" latitud Norte, y 89°35' 59" - 89°23'31" longitud Oeste (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2011). El clima en la clasificación de Köppen modificada por García es del subtipo Awo(i)gw" (el más cálido y más seco de los subhúmedos con marcha anual de temperatura tipo Ganges y sequía intraestival o canícula) (Manrique y Lanza, 2014).

La temperatura media anual es de 26 °C y la precipitación anual oscila entre 1138 y 1440 mm (Castillo, 2004). El tipo de vegetación que caracteriza a esta región corresponde a bosques secos particularmente selva mediana subcaducifolia (Miranda, 1994).

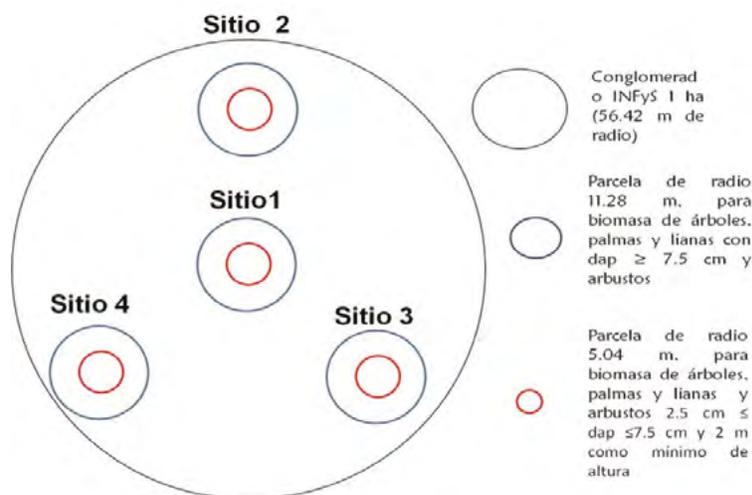
El bosque tiene una altura de dosel relativamente baja (8-13 m) con unos pocos árboles prominentes que alcanzan 15-18 m en el más maduro. El aprovechamiento ha sido principalmente para la práctica agrícola tradicional maya conocida como milpa, basada en el cultivo de maíz, calabaza y frijol (Cabrera, 1982 citado por Hernández-Stefanoni *et al.*, 2014).



**Figura 1.** Mapa de la ubicación geográfica de la Reserva Estatal Biocultural Kaxil-Kiuic (Fuente propia).

### *Metodología utilizada para el muestreo de campo*

La metodología aplicada fue la propuesta por el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), consistente en conglomerados circulares de 1 ha compuestos por cuatro parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup> dispuestos en forma de una “Y” invertida (Figura 2). En cada parcela de 400 m<sup>2</sup> se midieron los árboles, palmas y lianas con diámetro normal (DN) mayor o igual a 7.5 cm mientras que en una subparcela concéntrica de 80 m<sup>2</sup> se midieron los árboles, palmas, lianas y arbustos con un DN mayor a 2.5 y menor a 7.5 cm.



**Figura 2.** Metodología utilizada para el levantamiento de datos en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (INFyS, 2009).

En total se establecieron 32 conglomerados 20 de ellos se ubicaron de manera sistemática estratificada en un área de 9 km<sup>2</sup> alrededor de una torre de flujos de Covarianza de torbellinos (Eddy covariance en inglés). Los restantes 12 conglomerados se establecieron en una cronosecuencia. Para ello se identificaron sitios alrededor de la reserva que presentaran las siguientes categorías de edad

sucesional: 3-5 años, 10-17 años y 18-25 años de edad de abandono tras un uso de la agricultura tradicional (milpa).

### Estimación de la biomasa en el área de estudio

La estimación de la biomasa aérea se calculó a partir de modelos matemáticos (ecuaciones alométricas) utilizadas para bosques tropicales secos de México (Cuadro 1). Para árboles con DN mayor a 10 cm se utilizó la ecuación alométrica descrita por (Urquiza-Haas *et al.*, 2007). Para la estimación de la biomasa aérea para árboles y arbustos con DN mayores a 1 cm y menores a 10 cm se utilizó la ecuación alométrica descrita (Chave *et al.*, 2003). Para biomasa de las lianas fue estimada utilizando la ecuación alométrica descrita por (Chave *et al.*, 2003), mientras para la estimación de la biomasa en palmas fue el descrito por (Frangi y Lugo, 1985).

**Cuadro 1.** Ecuaciones alométricas utilizadas para la estimación de biomasa en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic. Y= biomasa en kg para tallos con  $DAP \geq 10$  cm y lianas, Mg para tallos con  $1 < DAP < 10$  cm y palmas; AGB= biomasa aérea expresada en kg; D= diámetro (cm) a la altura de 1.30 m; TH= altura total de cada árbol en m; H= altura en m;  $\rho_i$ = densidad de la madera de cada especie;  $\rho_m$ = Densidad promedio de las especies presentes en el paisaje; CF= Factor de corrección (1.14).

Parámetro	Ecuación Alométrica	R <sup>2</sup>	Fuente	Año
DAP $\geq$ 10cm	$Y = \exp(2.173 + 0.868 \ln(D^2 TH) + 0.939/2) * \rho_i / \rho_m$	0.9	Urquiza-Haass <i>et al.</i>	2007
1 < DAP < 10cm	$Y = \rho_i / \rho_m AV (\exp(4.9375 + 1.0583 \ln(D^2))) CF / 106$	0.93	Chave <i>et al.</i>	2003
Lianas	$\ln(AGB) = 0.049 + 2.053 \ln(D)$		Chave <i>et al.</i>	2003
Palmas	$\ln(AGB) = 4.5 + 7.7(H)/103$	0.9	Frangi y Lugo	1985

## Resultados y discusión

Se registraron en total de 11 381 tallos pertenecientes a 161 especies y 42 familias siendo la *Leguminosae* la más abundante con 3644 tallos seguido de *Polygonaceae* con 1771 y *Burceraceae* con 891. Los diámetros se distribuyeron entre de 2.5 hasta 82.5 cm. Las especies con mayor abundancia fueron: *Gymnopodium floribundum* (*Polygonaceae*) con 993 tallos, *Bursera simaruba* (*Burceraceae*) con 891, *Lonchocarpus xuul* (*Leguminosae*) con 781, *Lysiloma latisiliquum* (*Leguminosae*) con 621, *Caesalpinia gaumeri* (*Leguminosae*) con 606, *Thouinia paucidentata* (*Sapindaceae*) con 576, *Piscidia piscipula* (*leguminosae*) con 570, *Neomillspaughia emarginata* (*polygonaceae*) con 437 y *Mimosa bahamensis* (*Leguminosae*) con 433 tallos, entre otras. Se obtuvieron valores promedios de  $115.21 \pm 5.43$  ton ha<sup>-1</sup> para la biomasa aérea total, con un rango de 1.87 ton ha<sup>-1</sup> a 314.84 ton ha<sup>-1</sup> para sitios de 3 a 100 años respectivamente.

Kauil (2014), reporta valores promedios de biomasa aérea en bosques tropicales secundarios al Sur de Quintana Roo mayores comparados con este estudio, la diferencia se debe a que en Quintana Roo se reportan especies como *Manilkara zapota*, *Brosimum alicastrum*, *Metopium brownei*, *Cecropia obtusifolia* (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2014), siendo muy abundantes y dominantes a partir de edades tempranas y presentando características de tamaño (crecimiento) muy desarrollado en cuanto a diámetro y altura lo que contribuye positivamente al aumento de la biomasa en esta región.

Uicab (2012), reporta valores de biomasa aérea promedio de 44.58 Mg ha<sup>-1</sup> en ecosistemas de la misma región, valores que están por debajo del promedio obtenido en este estudio, esto se puede deber al registro de edades menores (60 años), no se estimó la biomasa de arbustos, palmas ni de lianas por falta de ecuaciones alométricas y por último el rango de los diámetros es mucho menor (1 a 49.5 cm) comparado con el de este trabajo.

### Carbono almacenado y CO<sub>2</sub> absorbido en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc

Considerando la biomasa aérea promedio (Cuadro 2), el factor de carbono de 0.5 y la relación de 3.67 (peso molecular del CO<sub>2</sub> dividido el peso molecular del C); la Reserva Biocultural Kaxil-Kiuc contiene 57.605±2.71 ton C ha<sup>-1</sup> equivalente 211.41±4.98 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

**Cuadro 2.** Biomasa total estimada, carbono almacenado y su equivalente en CO<sub>2</sub> absorbido en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc.

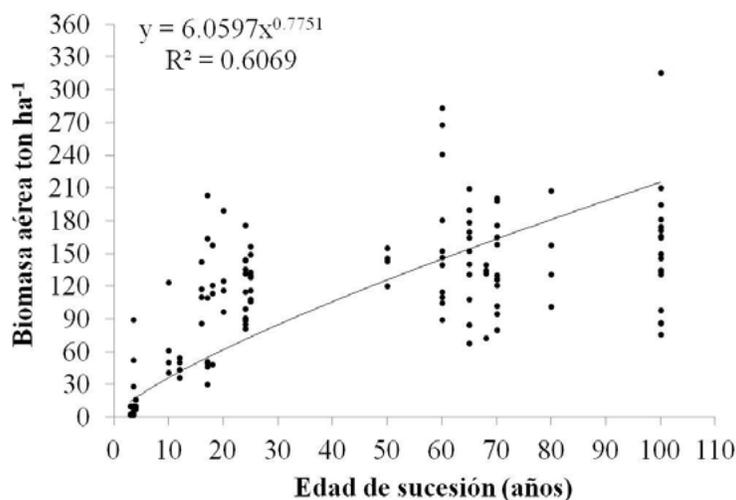
Parámetro	Total (ton ha <sup>-1</sup> )
Biomasa	115.21±5.43
Carbono	57.605±2.71
CO <sub>2</sub>	211.41±4.98

Resultados similares son reportados por Dai *et al.*, 2014, encontrando valores promedios de captura de carbono de 56.6 Mg C ha<sup>-1</sup> en 276 parcelas en un bosque secundario tropical seco al Sur de la península de Yucatán.

Eaton y Lawrence (2009), realizaron estudios para tres ejidos al sureste de México reportando valores de carbono de 4.8 Mg ha<sup>-1</sup> en bosques secundarios de edad de tres años y 73.5 Mg ha<sup>-1</sup> para bosques maduros, resultados que son mayores a los reportados en nuestro trabajo. Esta variación puede deberse a que en este estudio se midieron todos los individuos con diámetros mayores a 1 cm mientras que en nuestro trabajo se midieron a partir de 2.5.

### Comportamiento de la biomasa aérea en relación con la edad de sucesión

La edad de sucesión se relacionó positivamente con la biomasa total ( $R^2 = 0.607$ ;  $P < 0.05$ ) (Figura 3) explicando un 60.7% de su variación.



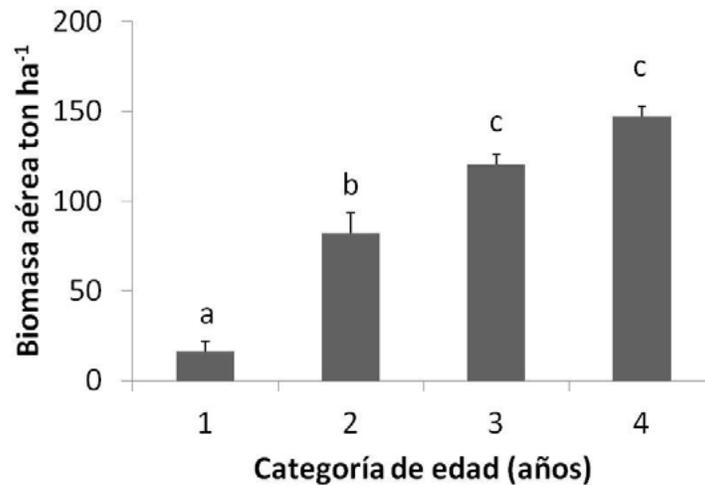
**Figura 3.** Biomasa aérea acumulada ha<sup>-1</sup> (DN ≥ 2 cm) en parcelas de 400 m<sup>2</sup> de diferentes edades de abandono en la Reserva Biocultural Kaxil-Kiuc.

Estudios similares realizados reportan que la edad es una de las variables más importantes que afectan a la biomasa siendo positiva su relación con la misma.

Uicab (2012), determinó que la variación de la biomasa total para individuos con  $DAP > 1\text{cm}$  fue explicada por el 56%. Al comparar esta variación con la obtenida en nuestro estudio (61%) para individuos con  $DAP \geq 2\text{ cm}$  se puede apreciar que la variación total de la biomasa es relativamente similar.

#### *Comportamiento de la biomasa aérea en relación con las diferentes categorías de edades*

La biomasa aérea varió significativamente entre categorías de edad de sucesión ( $F= 42.72$ ;  $P < 0.05$ ) en particular la biomasa fue mayor en las categorías de edad 3 y 4 que en la 2, y mayor en ésta que en la 1 (Figura 4). La mayor cantidad de biomasa aérea se reporta para las categorías 3 y 4 con un promedio de  $120.16 \pm 5.79\text{ ton ha}^{-1}$  y  $147.05 \pm 6.17\text{ ton ha}^{-1}$  respectivamente.

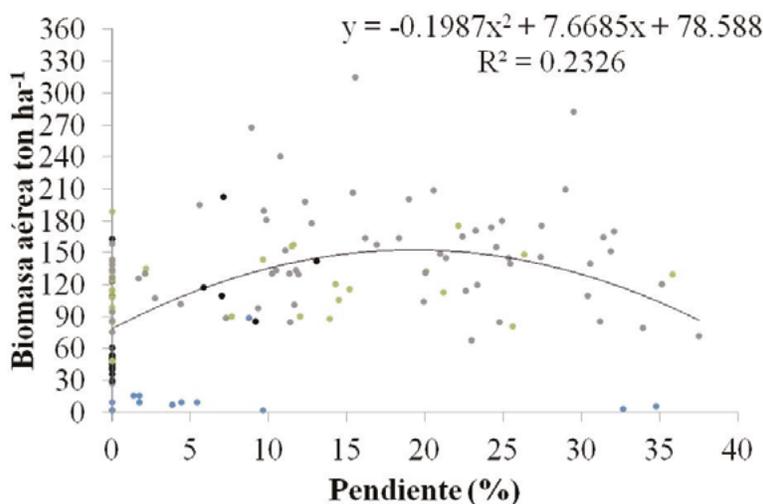


**Figura 4.** Biomasa aérea por categoría de edad en la Reserva Kaxil Kiuc. Las barras muestran el promedio  $\pm$  error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre categorías de edad ( $\alpha= 0.05$ , Tukey post Hoc test). Categorías de edad 1:3-5; 2:10-17; 3:18-25; 4> 25 años.

De igual manera Uicab (2012), realizó una clasificación por clase de vegetación en el Sur de Yucatán considerando las diferentes edades de las parcelas donde la biomasa aérea presenta un comportamiento positivo en relación con la edad de sucesión, siendo diferentes estadísticamente entre sí.

#### *Comportamiento de la biomasa en relación con la variable pendiente y la orientación*

La pendiente mostró una relación polinómica significativa con la biomasa aérea, explicando el 23.3% de su variación ( $R^2= 0.233$ ;  $P < 0,05$ ) La mayor biomasa aérea se encontró en pendientes intermedias (Figura 5).

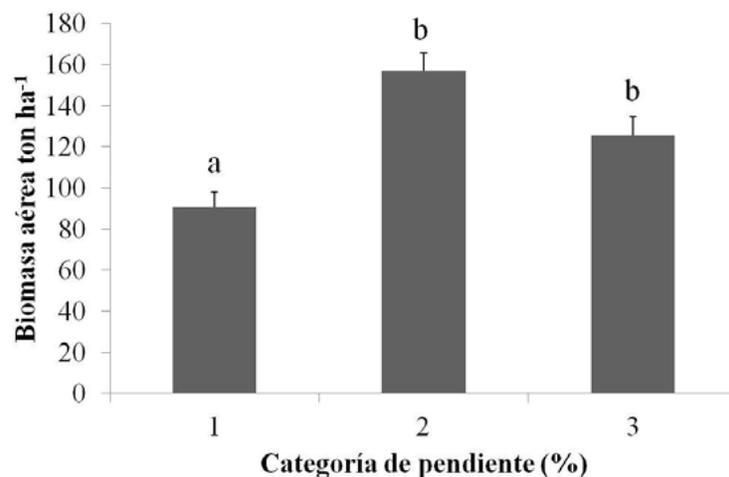


**Figura 5.** Biomasa aérea acumulada  $\text{ton ha}^{-1}$  ( $\text{DN} \geq 2 \text{ cm}$ ) en parcelas de  $400 \text{ m}^2$  en diferentes condiciones topográficas en la Reserva Biocultural Kaxil-Kiuic. Categorías de edad por colores: Azules 1:3-5; negros 2:10-17; 3:verdes 18-25 y grices 4> 25 años.

Estos resultados son similares con los reportados por Castilho *et al.*, (2006), en una Reserva Forestal en las Amazonas, Brasil, mencionando que la variable topográfica explicó el 21% de la variación en las estimaciones de biomasa valores que son relativamente similares a los nuestros.

#### *Comportamiento de la biomasa aérea en relación con las diferentes categorías de pendientes*

Al comparar la biomasa aérea entre tres categorías de pendiente (1:  $<10\%$ ; 2:  $\geq 10\%$  con orientación Norte y 3:  $\geq 10\%$  con orientación Sur) se encontraron diferencias significativas ( $F = 14.130$ ;  $P \geq 0.05$ ) (Figura 6). La biomasa fue mayor en la categoría 2 y 3, y menor en la 1. La Categoría de pendiente que mayor promedio de biomasa aérea presentó fue la categoría 2 con  $156.78 \pm 8.96 \text{ ton ha}^{-1}$ .



**Figura 6.** Biomasa añerea por categoría de pendiente en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic. Las barras muestran el promedio  $\pm$  error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre categorías de pendiente ( $\alpha = 0.05$ , Tukey pos Hoc test). Categoría de pendiente 1: sitios planos con pendientes  $<10\%$ ; 2: sitios en cerros con pendientes  $\geq 10\%$  y con orientación Norte; 3: sitios en cerros con pendientes  $\geq 10\%$  y todos los que tengan que ver con la orientación Sur.



En síntesis al analizar la biomasa total en relación con las categorías de pendientes, no se encontraron diferencias significativas entre la 2 y la 3, pero sí entre estas dos y la 1.

La categoría 2 es la que mayor biomasa contribuyó en la zona. Se puede atribuir a la actividad agrícola tradicional de roza tumba y quema para la siembra de cultivos principalmente de maíz, frijol y calabaza (Dupuy *et al.*, 2012), siendo muy importante al momento de seleccionar las parcelas o sitios donde se establecerán dichos cultivos siendo parcelas planas debido a sus condiciones favorables.

Rada *et al.*, 2011, en su estudio sobre el efecto del cambio de uso de suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un bosque tropical seco de Yucatán reporta que la aptitud para usos agrícolas y los cambios de uso del suelo fueron mayores en zonas planas y menores en cerros.

## Conclusiones

La estimación de la biomasa es de mucha importancia ya que permite establecer los proyecciones globales de carbono, indispensables para implementar estrategias de mitigación forestal ante el cambio climático. La edad de sucesión, la pendiente y la orientación afectan la biomasa y el carbono aéreo, siendo la edad el componente que mayor variación explica. Las selvas mayores a 18 años son las que almacenan mayor biomasa y carbono aéreo en la reserva, particularmente aquellas ubicadas en pendientes mayores o igual al 10% y con orientación Norte.

## Agradecimientos

CONACYT-IICA, CICY, Unidad de Energía Renovable y Recursos Naturales, Proyecto México-Noruega.

## Bibliografía

- Becknell M. J. 2012. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management* 276:88-95.
- Cabrera E. C., M. S. Sousa, V. O. Téllez. 1982. Imágenes de la flora Quintanarroense. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico City.
- Castilho C. V., W. E. Magnusson, R. N. O. de Araújo, R. C. Luizao, F. J. Luizao, A. P. Lima, N. Higuchi. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management* 234:85-96.
- Castillo B. L. 2004. Manifestación de impacto ambiental modalidad particular, como requisito para el desarrollo de turismo ecológico en el predio rústico denominado "kiiuc", ubicado en el Municipio de Oxkutzcab, Yucatán, México.
- 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.
- Ciesla W. M. 1996. Cambio climático bosques y ordenación forestal: Una visión de conjunto. Food and Agriculture Organization.
- Dai Z., R. A. Birdsey, K. D. Johnson, J. M. Dupuy, J. L. Hernandez-Stefanoni, K. Richardson. 2014. Modeling Carbon Stocks in a Secondary Tropical Dry Forest in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution* 225:1-15.
- Dupuy J. M., J. L. Hernández-Stefanoni, R. A. Hernández Juárez, E. Tetetla-Rangel, J. O. López-Martínez, E. Leyequién-Abarca, F. J. Tun Dzul, F. May Pat. 2012. Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica* 44:151-162.
- Eaton J. M., 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.
- Frangi J. L., A. E. Lugo. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs* 55:351-369.
- Hernández-Stefanoni J. L., J. M. Dupuy, F. Tun-Dzul, F. May-Pat. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology* 26:355-370.
- Hernández-Stefanoni J. L., J. M. Dupuy, K. D. Johnson, R. Birdsey, F. Tun-Dzul, A. Peduzzi, J. P. Caamal-Sosa, G. Sánchez-Santos, D. López-Merlín. 2014. Improving Species Diversity and Biomass Estimates of Tropical Dry Forests Using Airborne LiDAR. *Remote Sensing* 6:4741-4763.

- INFyS. 2009. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. México. pp. 1-228.
- Kauil R. P. 2014. Acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales secundarios del Sur de Quintana Roo, México.
- Manrique C. E, R. O. Lanza. 2014. Tipos de climas. Sistema de clasificación climática de Koopen modificado por García. Mérida, Yucatán.
- Miranda F. 1964. Vegetación de la Península Yucateca. Colegio de Postgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México.
- Rada J. M. D., J. L. H. Stefanoni, R. Hernández, F. T. D. Juárez, F. M. Pat. 2011. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán.
- Steven R. K., B. Sohngen. 2011. Global forest carbon sequestration and climate policy design. *Environment and Development Economics* 16:429-454.
- Thornes J. E. 2002. Impacts, adaptation and vulnerability, Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by J. J. McCarthy, O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken and K. S. White (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA, 2001. 1032 pp.
- Uicab O. Y. 2012 Estimación de la biomasa aérea arbórea en un paisaje de selva mediana subcaducifolia en el Sur del Estado de Yucatán. Tesis de Maestría. Centro de Investigación científica de Yucatán, Mérida, Yucatán.
- 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.
- Zamora J. C. 2003. Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La majada” Municipio de Peribán de Ramos, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.



## 1.19 Carbono almacenado por *Pinus pringlei* Shaw en el Parque Estatal “Monte Alto”, Estado de México

García-Martínez René<sup>1</sup>; Cabrera-Díaz Iván<sup>1</sup> y Cirilo-Genaro David<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo, Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.  
Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

### Resumen

En México se ha generado información sobre el contenido de carbono (C) en algunas especies arbóreas, pero no existen estudios sobre captura de C en *Pinus pringlei* Shaw. El objetivo de esta investigación fue cuantificar el C almacenado en árboles de *Pinus pringlei* Shaw, dentro de un predio del Parque Estatal Monte Alto, en Valle de Bravo, Estado de México. Para ello, se determinaron, de la parte aérea de 101 árboles, el volumen total, la densidad de la madera, la biomasa seca y el carbono almacenado. Los datos se procesaron con el Software Minitab 17<sup>®</sup>. La distribución de C (t) en cada clase dimensional fue la siguiente; fustal (21.532), latizal alto (0.895), brinzal (0.043) y latizal bajo (0.027). Finalmente, la ecuación alométrica generada para estimar el contenido de C en función del diámetro fue:  $C_{kg} = 0.1931DAP_{cm}^2 - 2.089DAP_{cm} + 5.588$ ,  $r^2 = 0.987$ . En conclusión, la categoría fustal acumuló la mayor proporción de C almacenado (95.7%) y la ecuación generada permitirá realizar estimaciones confiables del contenido de C por individuo, dentro del parque.

**Palabras clave:** biomasa aérea, contenido de carbono, ecuaciones alométricas.

### Abstract

In Mexico it has generated information on the carbon content (C) in some tree, but there are no studies on C sequestration by *Pinus pringlei* Shaw. The goal of this research was to determine the C stored in trees of *Pinus pringlei* shaw in a land of the Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de Mexico. Therefore, we measured, aboveground biomass of 101 trees, the total volume, wood density and carbon stocks. Data were processed with Minitab 17<sup>®</sup> Software. The distribution of C (t) in each size class was as follows; fustal (21.532), high latizal (0.895), brinzal (0.043) y low latizal (0.027). Finally, the allometric equation generated for estimate the C content based on the diameter was:  $C_{kg} = 0.1931DAP_{cm}^2 - 2.089DAP_{cm} + 5.588$ ,  $r^2 = 0.987$ . In conclusion, the fustal category accumulated the highest proportion of C stored (95.7%) and this equation allows reliable estimates of the C content by tree in the park.

**Key words:** aboveground biomass, carbon content, allometric equations.

### Introducción

Los ecosistemas forestales son reconocidos como los más importantes almacenes de carbono (C) en el planeta (Le Quéré, *et al.*, 2009), en ellos, el movimiento del CO<sub>2</sub>, desde la atmósfera hasta las reservas, ocurre porque la vegetación en crecimiento lo absorbe (Keith *et al.*, 2014) y, particularmente los árboles, a diferencia de otras plantas, almacenan los fotoasimilados en componentes de carbono dentro sus estructuras leñosas, por periodos prolongados. El balance global de carbono depende en gran medida de la extensión de la superficie boscosa, el contenido de biomasa por unidad de superficie (Houghton, 2005), la composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato por

comunidad vegetal (Schulze *et al.*, 2000). A nivel de especie para cada sitio específico, la acumulación de biomasa aérea depende de factores como el clima, el suelo y las especies arbóreas (Cairns *et al.*, 2000; Ferry *et al.*, 2008). Debido a la diversidad de factores que interactúan el desarrollo de las especies forestales, Valentini *et al.*, (2000), mencionan que a nivel mundial existe una gran variabilidad en la fijación de C en los bosques, registrándose valores desde 1.1 hasta 6.6 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

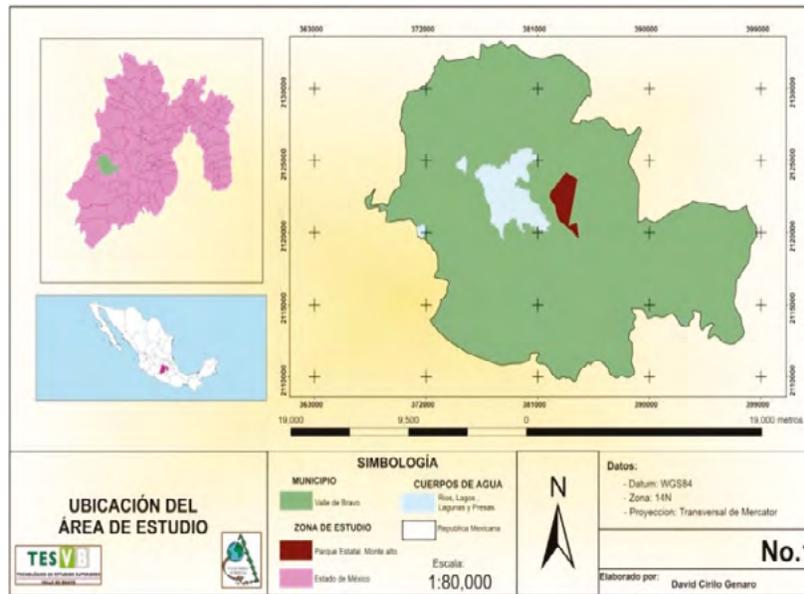
Para conocer la cantidad del carbono presente en áreas forestales se ha recurrido a sistemas de percepción remotos (Gómez *et al.*, 2012), cuantificación de la biomasa sobre y bajo suelo (materia orgánica en tejidos vivos y muertos) mediante inventarios por muestreo (Keith *et al.*, 2014) y sistemas automáticos de medición de CO<sub>2</sub> como la red EUROFLUX (Valentini *et al.*, 2000). En otros estudios orientados a la generación de modelos alométricos se han utilizado, como variable independiente, el diámetro normal del fuste del árbol y el diámetro normal y la altura total (Ruiz-Aquino *et al.*, 2014) y, para la variable independiente utilizaron la biomasa aérea (calculada a partir de secciones de la troza y ramas del árbol); este tipo de ecuaciones son importantes para cuantificar el almacenamiento de biomasa y carbono en ecosistemas terrestres. En el mejor de los casos, pudiera utilizarse el mismo modelo para estimar la biomasa en varias especies que presente un patrón de crecimiento semejante.

La base de datos de ecuaciones alométricas generadas para estimar biomasa de árboles mexicanos, en resumen, se pueden encontrar modelos para un número considerable de especies de pino, sin embargo, para *Pinus pringlei* no se observan registros. Esto es lógico, porque, la especie presenta una distribución que se limita a los estados de México, Michoacán, Morelos, Guerrero y Oaxaca (Farjon *et al.*, 1997). Con estos antecedentes, el objetivo que se planteó para este trabajo, fue el analizar la capacidad de almacenamiento de carbono en árboles de *Pinus pringlei* y generar un modelo alométrico relacionando el diámetro y el contenido de carbono del árbol. La información será utilizada para evaluar a mayor escala la situación actual de captura de carbono en la región, ya que los bosques locales están bajo constante presión debido al crecimiento demográfico acelerado que ha presentado el municipio de Valle de Bravo, incrementando la demanda de recursos maderables, la emisión de gases de efecto invernadero a nivel local y la pérdida de cobertura forestal por el cambio de uso de suelo para la construcción de viviendas e infraestructura.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El predio en estudio (Figura 1) se localiza geográficamente en la coordenada 19°11'31.23'' latitud Norte y 100°06'45.43'' de longitud Oeste, en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México, se ubica a una altitud de 2115 m s.n.m., registra una temperatura media mensual de 24.6 °C y precipitación anual de 893 mm. La vegetación dominante es *Pinus pringlei* y en menor número *Pinus oocarpa*. Se evaluó una superficie de 1.01 ha (la pendiente dominante del terreno es de 5.4°), se tomaron coordenadas UTM utilizando un GPS Garmin® (MAP SERIE 78) y la información se procesó en el software ArcGIS® versión 10.0.



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del Parque “Estatad Monte Alto”, Valle de Bravo, Estado de México.

En el sitio se presentan árboles de distintas categorías diamétricas y alturas, por lo cual, para la obtención de datos se utilizó un muestreo por conglomerados (Rondeux, 2010), se instalaron ocho sitios circulares de 100 m<sup>2</sup>, distribuidos de manera aleatoria, en otros trabajos se han utilizado cuadrantes de 10 m x 10 m (Keith *et al.*, 2014). Para la organización de la información, se generaron cuatro categorías: 1) brinzal (individuos entre 0.3 a 1.5 m de altura); 2) latizal bajo (plantas de 1.5 m de altura hasta 4.9 cm de diámetro); 3) latizal alto (árboles de 5 a 9.9 cm de diámetro); y 3) fustal (árboles mayores a 10 cm de diámetro). De cada sitio muestreado, se registraron, con ayuda de una cinta métrica de fibra de vidrio de 30 m (Truper®), el diámetro (para brinzal y latizal bajo, la lectura se realizó en la base del árbol y para las otras categorías se midió a 1.30 m a partir del suelo) y la altura total de los individuos (para brinzal y latizal bajo, la lectura se realizó con cinta métrica y para las otras categorías, se midió con un altímetro Haga fabricado en Alemania). El volumen del tronco se estimó, para individuos pequeños, con la fórmula de Newton (CIRAD y FAO, 2012) y para especímenes de mayor tamaño, el volumen, se calculó utilizando el coeficiente mórfico de la especie (Groothusen y Alvarado, 2000). Las ramas se cubicaron, para individuos grandes, con la ecuación 1, generada para *Pinus pringlei*.

$$Volumen = e(11.670881 + 2.257756 \log D + 0.336485 \log H) \quad (1)$$

donde,  $V$  es el volumen en m<sup>3</sup>,  $D$  es el diámetro en cm y  $H$  es la altura en m (Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Forestal de Michoacán, 1995).

Para las plantas pequeñas se utilizó la fórmula de Newton (CIRAD y FAO, 2012). De acuerdo con Keith *et al.*, (2014), se determinó el contenido de carbono por individuo, para ello, se calculó el volumen de fuste y ramas, que posteriormente se multiplicaron por la densidad básica (DB) y el contenido de carbono del tejido leñoso (0.5 gC g<sup>-1</sup>). La DB se obtuvo a través del procedimiento descrito por Costa *et al.*, (2014), con la variante de que el contenido de humedad se estimó con un termohigrómetro Extech®; para el caso de latizales y fustales, esta variable se promedió a partir de muestras de siete árboles y, para brinzales, se obtuvo directamente a partir de tres ejemplares.

### Análisis estadístico de datos

La información obtenida se analizó mediante el cálculo de parámetros estadísticos descriptivos con medidas de tendencia central y de dispersión. También se determinó el coeficiente de correlación de Pearson entre el diámetro, altura y el contenido de carbono (confiabilidad 95%). Para el modelo alométrico, en primer lugar se realizó la exploración gráfica de datos que, de acuerdo con, CIRAD-FAO (2012), consiste en estudiar visualmente las relaciones entre las variables para hacerse una idea del tipo de modelo que hay que ajustar. El modelo que mejor se ajustó fue la función 2, de tipo parabólico o cuadrático con confiabilidad del 95%.

$$Y = a + bX + cX^2 \quad (2)$$

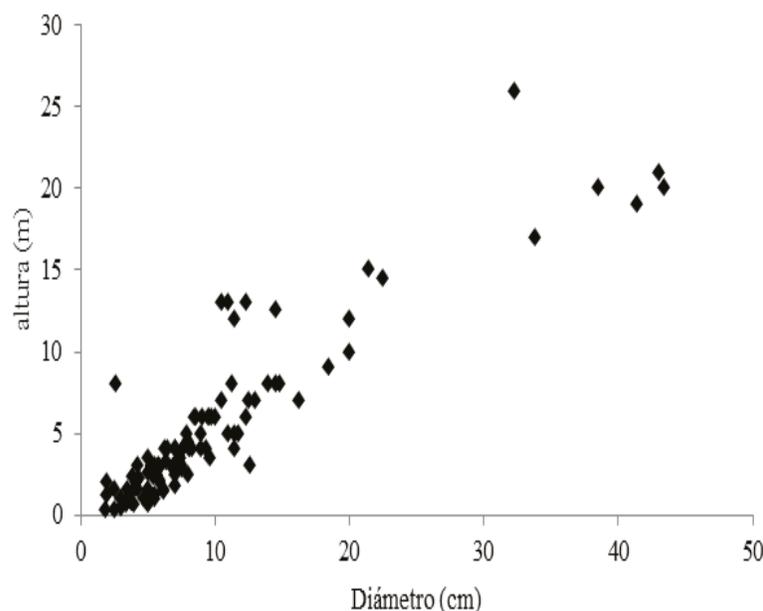
donde, la variable independiente fue el diámetro y la dependiente el contenido de carbono.

Para el análisis descriptivo, de correlación y regresión se utilizó el paquete estadístico Minitab 17<sup>®</sup>.

### Resultados y discusión

#### Situación actual del predio

El total muestreado fue de 101 árboles incluyendo individuos de todas las categorías, de los cuales, la categoría de latizal alto representó el 42% de los individuos, seguido de los fustales (31%), brinzales (19%) y latizal bajo (8%). Esta situación se explica porque en el último año, en el predio se han realizado trabajos de aprovechamiento maderable y extracción de árboles plagados que en su mayoría pertenecían a la categoría fustal. En cuanto al diámetro se registraron valores desde 1.9 hasta 43.4 cm con alturas de 0.26 y 26 m, respectivamente (Figura 2). El coeficiente de correlación obtenido,  $r = 0.906$  ( $p < 0.001$ ) indica que el 90.6% de la altura está explicado por el diámetro con una tendencia positiva.



**Figura 2.** Dispersión de las variables de diámetro y altura de árboles de *Pinus pringlei*, en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo.

### Volumen, biomasa y contenido de carbono

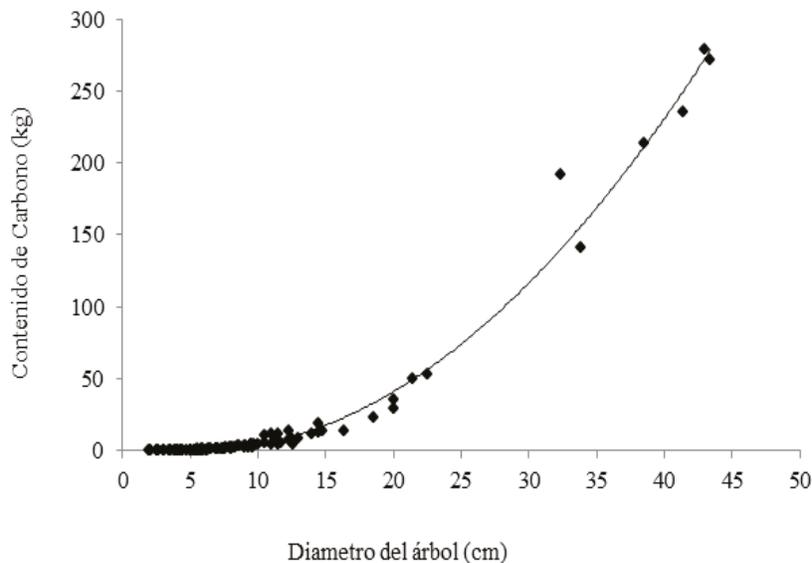
El aporte de carbono almacenado de acuerdo con la clasificación dimensional se distribuyó en un 95.7% para fustales, 3.9% para latizal alto, 0.12% para latizal bajo y 0.19% para brinzales. Esto se debe a que la categoría fustal presentó el mayor volumen (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Valores de las variables de acuerdo con la clasificación dimensional.

Clasificación dimensional	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Biomasa (t ha <sup>-1</sup> )	Carbono (t ha <sup>-1</sup> )
	----- Promedio -----		
Brinzal	0.19	0.094	0.043
Latizal bajo	0.11	0.054	0.027
Latizal alto	3.89	1.791	0.898
Fustal	93.61	43.06	21.53
Total	97.82	45.00	22.49

### Ecuación alométrica

El modelo que mejor se ajustó al comportamiento de los datos fue una función polinómica de orden 2, quedando la ecuación de la siguiente manera;  $C_{kg} = 0.1931DAP_{cm}^2 - 2.089DAP_{cm} + 5.588$  ( $r^2 = 0.987$ ) ( $p < 0.001$ ) (Figura 3). Aunque, son pocos los individuos, la mayor dispersión se encuentra en los árboles con diámetros mayores a 380 cm. El tipo de modelo coincidió con el obtenido por Aguirre y Jiménez (2011), para la estimación de biomasa en *Pinus teocote* del Estado de Nuevo León, México ( $Biomasa\ kg = 0.40196 * DBH^2$ ) ( $r^2 = 0.9480$ ), también, Méndez-González *et al.*, (2011), reportaron un buen ajuste ( $r^2 = 0.93$ ) de una ecuación cuadrática para *Pinus pseudostrobus* en Jerécuaro, Guanajuato, México. En este sentido es importante mencionar que en la región de Valle de Bravo, además de la especie en estudio se registra la presencia abundante de *Pinus teocote* y *Pinus pseudostrobus*, esto hace pensar que estas especies pueden seguir el mismo patrón de acumulación de biomasa y carbono.



**Figura 3.** Distribución de los valores registrados y línea de tendencia en la estimación de carbono para *Pinus pringlei*.

## Conclusiones

La propuesta permitió estimar el contenido de carbono sin recurrir a métodos destructivos, esto es relevante, ya que en muchas ocasiones se dificulta la obtención de permisos para la extracción de material de estudio. En virtud de la confiabilidad estadística, el modelo obtenido, podrá utilizarse para evaluar a nivel de sitio específico la cantidad de carbono almacenado en la totalidad del bosque perteneciente al Parque Estatal Monte Alto, con lo cual, se aporta una herramienta metodológica para evaluar a la especie en función del servicio ambiental que aporta.

## Bibliografía

- Aguirre O., J. Jiménez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2:73-83.
- Cairns A. M., P. K. Haggerty, R. Álvarez, B. H. de Jong, I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10:1426-1441.
- CIRAD-FAO. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas, del trabajo de campo a la predicción. CIRAD-FAO, Roma.
- Costa E. V., M. A. de Rezende, V. A. Rodrigues. 2014. Conversion between basic density and apparent density at any moisture content in *Eucalyptus grandis*. *Holzforschung* 68:981-986.
- Farjon A., J. A. Perez de la Rosa, B. T. Styles. 1997. Guía de campo de los pinos de México y América Central. The Royal Botanic Gardens e Instituto Forestal de Oxford, Universidad de Oxford. 151 pp.
- Ferry S. F., C. Bernard, F. C. Breman, M. Vaan Beek, A. Salim, D. Douglas. 2008. Wood density as a conservation tool: quantification of disturbance and identification on conservation-priority areas in tropical forests. *Conservation Biology* 22:1299-1308.
- Gómez C., M. A. Wulder, J. C. White, F. Montes, J. A. Delgado, 2012. Characterizing 25 years of change in the area, distribution, and carbon stock of Mediterranean pines in Central Spain. *International Journal of Remote Sensing* 33:5546-5573.
- Groothousen C., C. Alvarado. 2000. Las Parcelas de Muestreo Permanente: Bases para Estudios de Crecimiento y Rendimiento en Bosques de Pino en Honduras. AFECOHDEFOR, ESNACIFOR, BID. 85 pp.
- Houghton R. A. 2005. Aboveground forest biomass and the global Carbon balance. *Global Change Biology* 11:945-958.
- Keith H., D. B. Lindenmayer, B. G Mackey, D. Blair, L. Carter, L. McBurney, S. Okada, T. Tomoko Konishi-Nagano. 2014. Accounting for Biomass Carbon Stock Change Due to Wildfire in Temperate Forest Landscapes in Australia. *PLoS ONE* 9:1-17.
- Le Quéré C.; M. R. Raupach, J. G. Canadell, G. Marland, L. Bopp, P. Ciais, T. J. Conway, S. C. Doney, R. A. Feely, P. Foster, P. Friedlingstein, K. Gurney, R. A. Houghton, J. I. House, C. Huntingford, P. E. Levy, M. R. Lomas, J. Majkut, N. Metzler, J. P. Ometto, G. P. Peters, I. C. Prentice, J. T. Randerson, S. W. Running, J. L. Sarmiento, U. Schuster, S. Sitch, T. Takahashi, N. Viovy, G. R. Van Der Werf, F. I. Andwoodward. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2:831-836.
- Méndez-González J., S. L. Luckie-Navarrete, M. A. Capó-Arteaga, J. A. Nájera-Luna. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrabus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- Rondeux J. 2010. Medición de árboles y masas forestales. Mundi-Prensa Libros, S.A. 521 pp.
- Ruiz-Aquino F., J. I. Valdez-Hernández, F. Manzano-Méndez, G. Rodríguez-Ortiz, A. Romeros-Manzanares, M. E. Fuentes-López. 2014. Ecuaciones de biomasa aérea para *Quercus laurina* y *Quercus crassifolia* en Oaxaca. *Madera y Bosques* 20:33-48.
- Schulze E., C. Wirth, M. Heimann. 2000. Managing forest after Kioto. *Science* 289:2058-2059.
- Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Forestal de Michoacán. 1995. Inventario Forestal Estatal, tabla de volúmenes para los géneros y especies. Gobierno del Estado de Michoacán.
- Valentini R., G. Matteucci, A. J. Dolman, E. D. Schulze, D. Rebmann, E. J. Moors, A. Granier, P. Gross, N. O. Jensen, K. Pilegaard, A. Lindroth, A. Grelle, C. Bernhofer, T. Gruñwald, M. Aubinet, R. Ceulemans, A. S. Kowalski, T. Vesala, U. È. Rannik, P. Berbigier, D. Loustau, J. Gu. mundsson, H. Thorgeirsson, A. Ibrom, A. Morgenstern, R. Clement, J. Moncrieff, L. Montagnani, S. Minerbi1, P. J. Jarvis. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404:861-865.

## 1.20 Mapeo espacial de almacenes de carbono en el bosque templado del estado de Durango, México

López-Serrano Pablito M.<sup>1</sup>; Corral-Rivas José J.<sup>2</sup> y López-Sánchez Carlos A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Postgrado en Ciencias Agropecuarias y Forestales, DICAF. Universidad Juárez del Estado de Durango. Boulevard del Guadiana 501. Ciudad Universitaria. Torre de Investigación. 34120 Durango, Dgo. México. Autor para correspondencia: calopez@ujed.mx.

<sup>2</sup>Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera. Universidad Juárez del Estado de Durango. Boulevard del Guadiana 501. Ciudad Universitaria. Torre de Investigación. 34120 Durango, Dgo. México.

### Resumen

Los bosques del estado de Durango representan la principal reserva forestal en México. Por esta razón, la determinación de almacenamientos de carbono en estos ecosistemas permite tomar acciones para la mitigación del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Aunado a ello, las tecnologías satelitales en conjunto con observaciones de campo, permiten el mapeo y monitoreo de los ecosistemas forestales para el manejo forestal y el secuestro de carbono en tiempos determinados. El objetivo del presente estudio fue cuantificar los almacenes de carbono (MgC ha<sup>-1</sup>) en el bosque templado del municipio de Guanaceví (Durango). Como fuente de datos se utilizaron imágenes multiespectrales Landsat TM5 de abril de 2011 y datos de 99 sitios permanentes de monitoreo forestal con forma cuadrangular (50 x 50 m) y establecidos durante el invierno del año 2011 mediante un muestreo sistemático. Se aplicaron técnicas de corrección atmosférica y topográfica (ATCOR<sup>®</sup>) a las imágenes. La cuantificación de almacenes de carbono se realizó mediante la técnica no paramétrica del K vecinos más cercanos (k-NN). El promedio de contenido de carbono en el área de estudio fue de 43.72 MgC ha<sup>-1</sup>. Las variables más influyentes en la predicción del contenido de carbono aéreo forestal fueron las bandas espectrales 3, 7 y los índices de vegetación NDVI y MSAVI2. La raíz del error medio cuadrático (REMC) fue de 12.20 MgC ha<sup>-1</sup> (r= 0.82, k=3). Las técnicas de teledetección y k-NN son útiles para determinar áreas con potencial para el secuestro de carbono en ecosistemas forestales a escala local.

**Palabras clave:** captura de carbono, sensores remotos, sitios permanentes, k-NN.

### Abstract

The Durango state forests are the main forest reserve in Mexico. Therefore, the determination of carbon stocks in these ecosystems can take action to mitigate carbon dioxide (CO<sub>2</sub>). Added to this, the satellite technology in conjunction with field observations allow mapping and monitoring of the forest for forest management and carbon sequestration at certain times. The aim of this study was to quantify carbon stocks (MgC ha<sup>-1</sup>) in the temperate forests of the municipality of Guanaceví (Durango). As a source of data, were used multispectral images of Landsat TM5 data April 2011 and 99 permanent forest monitoring sites, of shaped square (50 x 50 m) and set during in the winter of 2011 by systematic sampling. were applied to techniques atmospheric and topographical correction (ATCOR<sup>®</sup>) to images. The quantification of carbon stocks was performed using the nonparametric technique K nearest neighbors (k-NN). The average carbon content in the study area was 43.72 MgC ha<sup>-1</sup>. The most influential variables in predicting forest aboveground carbon content were the spectral bands 3, 7 and vegetation indices NDVI and MSAVI2. The root mean square error (REMC) was of 12.20 MgC ha<sup>-1</sup> (r= 0.82, k= 3). The remote sensing techniques and k-NN are useful to identify areas with potential for carbon sequestration in forest ecosystems at local level.

**Key words:** carbon sequestration, remote sensing, permanent sites, k-NN.

## Introducción

México es considerado como uno de los países megadiversos. El 71% del territorio está cubierto por algún tipo de vegetación forestal, mientras que el 29% restante está cubierto por zonas agrícolas, pecuarias y áreas urbanas (Armenteras *et al.*, 2015). Los bosques templados son el tipo de vegetación con mayor superficie en el país (33.47 millones de ha), distribuyéndose principalmente en las zonas montañosas de la Sierra Madre Occidental, Oriental y el Eje Neovolcánico (CONAFOR, 2012). En contexto nacional, el estado de Durango ocupa el primer lugar en reserva forestal nacional con un 85% desuperficie forestal (SRNyMA, 2013). En este sentido, es de suma importancia determinar la distribución espacio-temporal de los depósitos de carbono en ecosistemas forestales a corto plazo, con el fin de implementar estrategias para mitigar el CO<sub>2</sub> presente en la atmósfera, así como el monitoreo de la degradación forestal (Galeana-Pizaña *et al.*, 2014; Goetz *et al.*, 2009).

El uso de sensores remotos permite realizar lo anterior, de manera práctica y factible, ya que puede proporcionar información precisa y oportuna de los bosques en muchas ecorregiones a escalas que van de lo local a lo global (Baumann *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2012). Sin embargo, los datos derivados de sensores remotos pasivos generalmente requieren una corrección atmosférica, con el objetivo de mejorar la calidad en la información espectral (Tan *et al.*, 2012).

En terrenos montañosos se recomienda la aplicación de técnicas de corrección topográfica con el propósito de incrementar el rendimiento en la detección de cambios en la cubierta forestal con base en la adecuación general de reflectancias entre laderas soleadas y sombreadas y la ocurrencia de valores de reflectancia anormales (Balthazar *et al.*, 2012). Con base en lo anterior, el objetivo principal del presente estudio fue la de cuantificar los almacenes de carbono (MgC ha<sup>-1</sup>) a partir de datos espectrales del sensor Landsat TM5 en el bosque templado del municipio de Guanaceví (Durango).

## Materiales y métodos

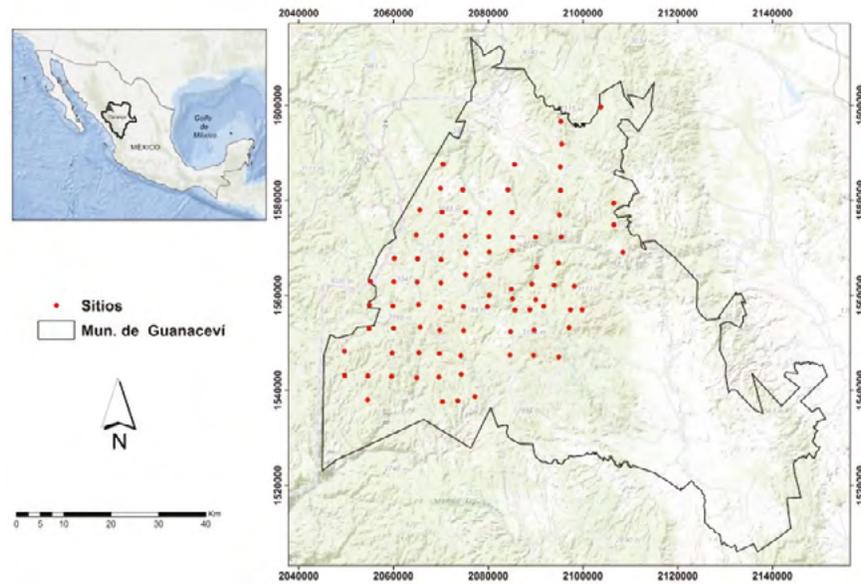
### *Área de estudio y datos de campo*

El municipio de Guanaceví se localiza al Noroeste del estado de Durango, en las coordenadas 25°56'00" latitud Norte y 106°00'00" de longitud Oeste a 2300 m s.n.m. (Figura 1). Posee una extensión territorial de 5246.9 km<sup>2</sup>, que representan el 4.68% respecto al total del Estado. Las temperaturas máximas y mínimas que se presentan en el municipio son de 32 °C y 5 °C, con una temperatura media anual de 23 °C. La precipitación media anual es de 550 milímetros. El tipo de clima que se presenta en el municipio es templado sub-húmedo. La vegetación predominante en el área corresponde a bosques de pino y encino (INEGI, 2012).

El dispositivo de datos de campo se corresponde con 99 sitios permanentes de monitores forestal con formas cuadrangulares de 50 x 50 m establecidos durante el año 2011, de acuerdo a la metodología desarrollada por Corral-Rivas *et al.*, (2009). La cuantificación de carbono se llevó a cabo mediante muestreo destructivo a nivel de árbol individual y por especie en base a la metodología desarrollada por Vargas-Larreta (2013).

### *Fuente de datos de espectrales*

Se utilizaron los datos espectrales correspondientes al sensor Landsat TM 5 (Thematic Mapper) con fecha del mes de abril de 2011 y disponibles en la página del Servicio Geológico de los Estados Unidos. Esta plataforma opera con siete bandas espectrales en las siguientes longitudes de onda: banda azul (0.45 a 0.52 μm), verde (0.52-0.60 μm), rojo (0.63-0.69 μm), infrarrojo cercano (0.78-0.89 μm), infrarrojo medio (1.55-1.75 μm) e infrarrojo lejano (2.08-2.35 μm).



**Figura 1.** Localización del área de estudio y ubicación de los sitios permanentes de monitoreo forestal.

### *Corrección Atmosférica y Topográfica (ATCOR3)*

Con el objetivo de eliminar los efectos atmosféricos y topográficos en la imagen, se empleó el módulo *ATCOR3*<sup>®</sup> (Richter, 2013) desarrollado para terrenos accidentados, e implementado en el software *ERDAS* (Atcor for Erdas Imagine, 2013). Este módulo permite calcular la radiancia ( $W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2}$ ) a partir del valor de cada pixel dado (ND) considerando parámetros de entrada propios de los metadatos de la imagen (*header file*): como fecha de adquisición, ángulo cenital del sol, ángulo del satélite, junto a los parámetros de calibración del sensor (ganancia y sesgo), entre otros. Las condiciones atmosféricas en el área de estudio se asimilaron a un modelo atmosférico en latitudes medias de verano con tipo de aerosol rural y una visibilidad de la escena de 35 km. Como requisito previo para utilizar el módulo *ATCOR3*<sup>®</sup> se generaron los parámetros topográficos del área de estudio a partir del modelo digital de elevación (MDE) de 15 m de resolución por pixel (INEGI, 2014), al que se le aplicó un filtro de paso bajo con ventana móvil de 5 x 5 para reducir los efectos de bandeo presentes en el archivo original.

Como tratamiento final, se aplicó una corrección empírica de distribución de reflectancia bidireccional (BRDF) con un ángulo de incidencia de 60° y como límite inferior de 0.25° (Richter, 2013). Una vez obtenida la imagen, corregida atmosférica y topográficamente, se calcularon el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, ecuación 1) y el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo Modificado (MSAVI2, ecuación 2).

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)} \quad (1)$$

$$MSAVI2 = \frac{2 * NIR + 1 - \sqrt{(2 * NIR + 1)^2 - 8 * (NIR - RED)}}{2} \quad (2)$$

donde, *NIR* = banda espectral correspondiente a la región del infrarrojo cercano (Banda 4), y *RED* = banda espectral correspondiente a la región del rojo (Banda 3).

### Algoritmo del *k*-vecino más cercano (*k*-NN)

El algoritmo *k*-NN es un método multivariante no paramétrico que realiza una interpolación basada en el espacio espectral donde las variables son estimadas para los píxeles de la imagen mediante el cálculo de una media ponderada por la inversa de su distancia espectral entre los *k* vecinos más cercanos. El funcionamiento del algoritmo es el siguiente: 1) calcula la distancia euclídea desde el píxel a todas las parcelas de la muestra utilizando la información espectral; 2) ordena las distancias de manera ascendente; 3) encuentra un número heurísticamente óptimo "*k*" de vecinos más cercanos con base en el REMC; 4) calcula las variables desconocidas como un promedio ponderado de la distancia inversa al cuadrado de la distancia espectral de los "*k*" vecinos seleccionados (Aguirre-Salado *et al.*, 2009).

Este procedimiento fue llevado a cabo mediante el software libre WEKA (Hall *et al.*, 2009), para posteriormente llevar a cabo el mapeo a través del software estadístico R (R Core Team, 2014). La bondad de la predicción se evaluó mediante el coeficiente de correlación de Pearson (*r*) y el REMC.

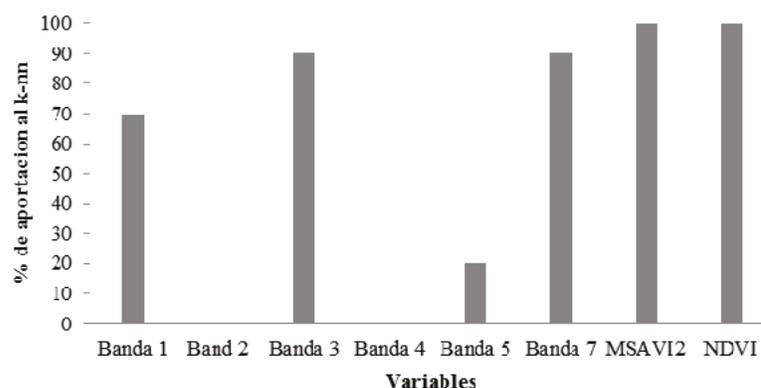
### Resultados y discusión

En el Cuadro 1 se resumen los estadísticos descriptivos correspondientes a los sitios permanentes de monitoreo forestal para el área de estudio. El contenido promedio de carbono de acuerdo a la cuantificación en las parcelas fue de 43.72 MgC ha<sup>-1</sup>.

**Cuadro 1.** Estadísticas descriptiva de los sitios de monitoreo.

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
Diámetro (cm)	11.69	31.12	18.44	3.46
Altura (m)	6.86	24.71	14.61	3.73
Carbono (MgC ha <sup>-1</sup> )	1.23	112.39	43.72	21.25

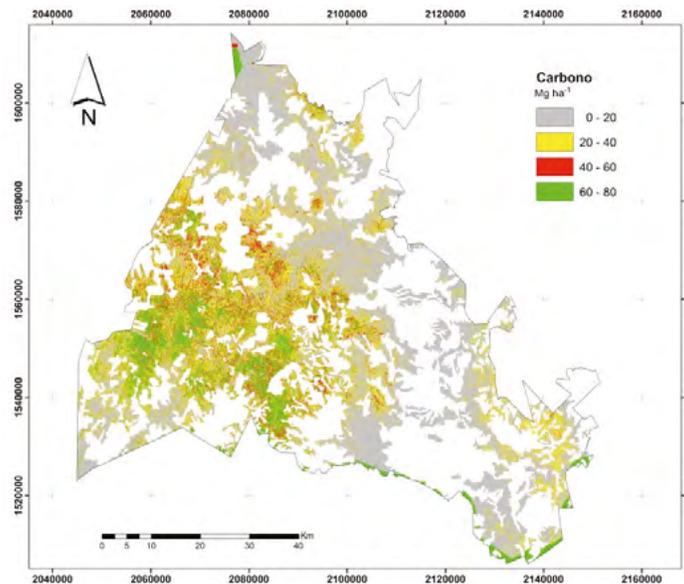
Las variables independientes más influyentes en la predicción del contenido de carbono aéreo forestal, obtenidas mediante el algoritmo de selección de atributos basados en correlación "CfsSubsetEval" y la estrategia "BestFirst" (Hall *et al.*, 2009), fueron las bandas espectrales 3 y 7 y los índices de vegetación NDVI y MSAVI2 (Figura 2). Este comportamiento y selección de variables fue similar al reportado por Heiskanen (2006) y Aguirre-Salado *et al.*, (2009), donde concluyen que la consistencia de las reflectividades registradas en el rojo e infrarrojo cercano son directamente proporcionales a la cantidad de masa forestal debido a la alta presencia de clorofila en los bosques.



**Figura 2.** Importancia dado en frecuencia de aparición de las variables independientes para la estimación del carbono aéreo forestal.

Del análisis estadístico mediante el algoritmo k-NN, se obtuvo un coeficiente de correlación de 0.82, para un óptimo de vecinos más cercanos de 3 ( $k$ ) y una REMC de  $12.20 \text{ MgC ha}^{-1}$ . Este resultado fue superior al reportado por Viana *et al.*, (2012) al evaluar la estimación de la biomasa aérea con diferentes métodos geoestadísticos ( $r= 0.52-0.59$ ) con imágenes Landsat y MODIS. Sin embargo, fueron inferiores al resultado reportado por Castillo-Santiago *et al.*, (2013), con el sensor SPOT y la implementación de análisis de regresión lineal y regresión-kriging a partir de índices de vegetación y texturas para la estimación de biomasa aérea forestal de los bosques de Michoacán, en donde el NDVI presentó mayor poder predictivo ( $R^2= 0.75$ ,  $\text{REMC}= 9.77 \text{ MgC ha}^{-1}$ ).

Por último, en la Figura 3 se muestra el mapa de predicción de carbono desarrollado a partir del algoritmo k-NN en el software estadístico R (R Core Team, 2014). Las estimaciones a nivel píxel permiten observar el contenido de carbono en el área de estudio. Los valores de carbono más altos se observaron en la parte Noroeste, donde se concentra la mayor parte de los bosques de pino y de pino-encino. Los valores mínimos fueron superiores a  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono, presentando valores similares a los reportados por Masera *et al.*, (2000) en términos de biomasa para bosques maduros ( $50$  y  $86 \text{ Mg ha}^{-1}$ ).



**Figura 3.** Contenido del carbono arbóreo aéreo forestal para el área de estudio.

## Conclusiones

El presente análisis demuestra las posibilidades derivadas del empleo de sensores remotos para mapear el carbono aéreo forestal con precisión aceptable y de forma factible. La incorporación de índices de vegetación derivados de ratios espectrales en el modelo de ajuste incrementó su capacidad predictiva en la estimación del carbono. El algoritmo del k-NN resultó ser una técnica estadística útil para determinar áreas con potencial para el secuestro de carbono en ecosistemas forestales a escala local.

## Bibliografía

Aguirre-Salado C. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, H. M. de los Santos-Posadas, R. Haapanen, A. I. Aguirre-Salado. 2009. Mapeo de carbono arbóreo aéreo en bosques manejados de pino Patula en Hidalgo, México. *Agrociencia*, 43:209-220.

- Armenteras D., T. M. González, F. Luque-Moreno, N. Rodríguez, F. Argotty, C. Bonfil, C. I. Espinosa, J. A. Luis-Machín, L. Rejalaga-Noguera, V. Ruiz-Gómez, E. Gusmán, A. Herrera, I. Funes, A. Jara, P. Ramón, J. Retana, J. M. Espelta. 2015. IBERO REDD+. Red CYTED para el monitoreo del estado de la conservación y recuperación de bosques húmedos y secos en Latinoamérica en el contexto de la deforestación evitada. Síntesis de avances en la implementación de REDD+ en los países participantes de la Red IBERO REDD+ en América Latina. Publicado por IBERO-REDD+. 52 pp.
- Atcor for Erdas Imagine. 2013. Geosystems GmbH. <http://www.geosystems.de/atcor/>
- Balthazar V., V. Vanacker, E. F. Lambin. 2012. Evaluation and parameterization of ATCOR3 topographic correction method for forest cover mapping in mountain areas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18:436-450.
- Baumann M., M. Ozdogan, P. T. Wolter, A. Krylov, N. Vladimirova, V. C. Radeloff. 2014. Landsat remote sensing of forest windfall disturbance. *Remote Sensing of Environment* 143:171-179.
- Castillo-Santiago M., A. Ghilardi, K. Oyama, J. Hernández-Stefanoni, I. Torres, A. Flamenco-Sandoval, A. Fernández, J. Mas. 2013. Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development* 17:177-188.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Comisión Nacional Forestal, México. 173 pp.
- Corral-Rivas J., B. Vargas, C. Wehenkel, O. Aguirre, J. Álvarez, A. Rojo. 2009. Guía para el Establecimiento de Sitios de Inventario Periódico Forestal y de Suelos del Estado de Durango. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Galeana-Pizaña J. M., A. López-Caloca, P. López-Quiroz, J. L. Silván-Cárdenas, S. Couturier. 2014. Modeling the spatial distribution of above-ground carbon in Mexican coniferous forests using remote sensing and a geostatistical approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 30:179-189.
- Goetz S., A. Baccini, N. Laporte, T. Johns, W. Walker, J. Kellndorfer, R. Houghton, M. Sun. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison review. *Carbon Balance and Management* 4:1-7.
- Hall M., E. Frank, G. Holmes, B. Pfahringer, P. Reutemann, I. H. Witten. 2009. The WEKA Data Mining Software: An Update; SIGKDD Explorations, Volume 11, Issue 1.
- Heiskanen J. 2006. Estimating aboveground tree biomass and leaf area index in a mountain birch forest using ASTER satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 27:1135-1158.
- Huang C., S. N. Goward, J. G. Masek, N. Thomas, Z. Zhu, J. E. Vogelmann. 2010. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment* 114:183-198.
- INEGI. 2012. Uso del Suelo y Vegetación Escala 1: 250 000 Serie V, Información vectorial. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática, México.
- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/descarga.aspx> (Consulta: junio 05, 2014).
- Masera O., B. H. J. de Jong, I. Ricalde, A. Ordóñez. 2000. Consolidación de la Oficina Mexicana para la Mitigación de Gases de Efecto Invernadero. Reporte final. INEUNAM, México. 197 pp.
- R Core Team. 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Richter R. 2013. User Manual ATCOR2 and ATCOR3. ATCOR for IMAGINE 2013. Haze Reduction, Atmospheric and Topographic Correction. DLR Oberpfaffenhofen. Institute of Ptoelectronics. D-82234 .Version 15.01.2013.Wessling, Germany.
- SRNyMA. 2013. Inventario Estatal Forestal y de Suelos. Informe-CONAFOR 2013. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 1-194 pp.
- Tan K. C., H. S. Lim, M. Z. Matjafri, K. Adbullah. 2012. A comparison of radiometric correction techniques in the evaluation between LST and NDVI in Landsat imagery. *Environmental Monitoring and Assessment* 184:3813-3829.
- Vargas-Larreta B. 2013. Estimación del potencial de los bosques de Durango para la mitigación del cambio climático. Modelización de la biomasa forestal. Proyecto FOMIX-DGO-2011-C01-165681. Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología, México. 53 pp.
- Viana H., J. Aranha, D. Lopes, W. Cohen. 2012. Estimation of crown biomass of Pinus pinaster stands and shrubland above-ground biomass using inventory data, remotely sensed imagery and spatial prediction models. *Ecological Modelling* 226:22-35.
- Zhu Z., C. E. Woodcock, P. Olofsson. 2012. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 122:75-91.



## 1.21 Estimación de captura de carbono por la especie *Pinus hartwegii* en la vertiente nororiental del Parque Nacional Pico de Orizaba

Colohua-Citlahua Bernabe<sup>1</sup>; Vega-Alarcón Abraham<sup>1</sup> y Rojas-Carrizales Héctor A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico Superior de Zongolica, km 4 Carretera a la Compañía, CP 95005, Zongolica, Veracruz. Autor para correspondencia: jkdber@gmail.com

<sup>2</sup>Parque Nacional Pico de Orizaba, Poniente 20 entre Norte 13 y 15, Col. Santa María Tlachichilco, CP 94350, Orizaba, Veracruz.

### Resumen

Las áreas forestales son uno de los ecosistemas con potencial de almacenamiento de carbono debido a la diversidad florística existente, en México las áreas naturales protegidas son importantes almacenes de carbono que contribuyen a la mitigación del cambio climático. Por lo anterior, el propósito del estudio fue determinar la cantidad de dióxido de carbono capturado por la especie *Pinus hartwegii* Lindl. y almacenado como carbono en la biomasa aérea de la misma, descartando la masa orgánica (necromasa y hojarasca), que la especie pueda generar. Se calculó el potencial de captura de carbono anual, a través de los incrementos en volumen de la especie para generar una relación entre carbono y edad del arbolado. Se muestrearon 59 sitios de 1000 m<sup>2</sup> a lo largo de la vertiente Nororiental del Parque Nacional Pico de Orizaba (PNPO). En esta zona la especie se presenta sobre 3400 m de altitud, algunas áreas de distribución han sido deforestadas. El carbono contenido por *Pinus hartwegii* Lindl. estimado por hectárea fue de 198.2 toneladas en árboles adultos y 0.1 t en renuevos. En toda el área de distribución (954 ha), los resultados arrojaron un total de 49 004.1 t de carbono con un incremento corriente anual de 0.58 t ha<sup>-1</sup> para la vertiente nororiental del PNPO.

**Palabras clave:** carbono forestal, incrementos anuales en carbono, área natural protegida.

### Abstract

Forest areas are one of the ecosystems carbon storage potential due to existing floristic diversity in Mexico's protected natural areas are important carbon stores that contribute to climate change mitigation. Therefore, the purpose of the study was to determine the amount of carbon dioxide captured by *Pinus hartwegii* Lindl. and stored as carbon in biomass of it, discarding the organic mass (necromass and litter), the species can generate. Potential annual carbon capture was calculated through increases in volume of the species to generate a relationship between age and woodland carbon. 1000 m<sup>2</sup> 59 sites along the Northeastern slope of the Pico de Orizaba National Park (PNPO) were sampled. In this area the species occurs on 3400 meters of altitude, some areas have been deforested distribution. The carbon content *Pinus hartwegii* Lindl. The estimated per hectare was 198.2 t in mature trees and saplings 0.1 t. Throughout the distribution area (954 ha), the results showed a total of 49 004.1 t of carbon with a current annual increment of 0.58 t ha<sup>-1</sup> for the northeastern slope of PNPO.

**Key words:** carbon forestry, annual increases in carbon, protected natural area.

### Introducción

El uso de combustibles fósiles en México es uno de los principales contribuyentes a la emisión de contaminantes atmosféricos, debido a que el 80% de ello es destinado a la generación de energía eléctrica (González, 2009). Sin embargo los ecosistemas también influyen de manera natural o

inducida en la emisión de CO<sub>2</sub>, el cual es uno de los gases de efecto invernadero (GEI), debido a procesos biológicos naturales, deforestación e incendios forestales por mencionar algunos (Ordoñez, 2007), por otro lado son ellos los que almacenan, capturan o compensan las emisiones de dicho GEI, principalmente en forma de biomasa (CATIE, 2004; Montero *et al.*, 2005).

La fijación de carbono por bacterias y animales, es otra manera de disminuir la cantidad de bióxido de carbono disponible, aunque cuantitativamente menos importante que la fijación de carbono que realizan las plantas y el intercambio gaseoso de los océanos (Ordoñez, 2007).

La determinación adecuada de la biomasa forestal es un elemento de gran importancia debido a que permite conocer la cantidad de carbono y otros elementos existentes en las hojas, ramas, fuste y raíces, por ello es necesario medir la biomasa cuando se considera la cuestión de los sumideros de carbono, puesto que las mediciones de la biomasa proveen una estimación de la cantidad de carbono contenida en la vegetación (Dávalos *et al.*, 2008).

La captura de carbono es considerado como un servicio ambiental por lo que la conservación de selvas y bosques resulta de gran importancia, la creación de áreas naturales protegidas sustenta este servicio ambiental en México.

En el Parque Nacional Pico de Orizaba (PNPO), no existen antecedentes sobre captura de carbono por la vegetación existente, por ello el presente trabajo es la base de referencia para futuros estudios en este ámbito dentro del PNPO y zonas circundantes.

Este estudio estuvo orientado a conocer la cantidad de carbono que la especie *Pinus hartwegii* Lindl. incrementa en un lapso de tiempo determinado y que es capaz de almacenar dentro de la vertiente Nororiental del PNPO, aportando datos cuantitativos referentes al carbono contenido por la especie *Pinus hartwegii* Lindl., su comportamiento dasométrico, incrementos y densidades de arbolado presentes.

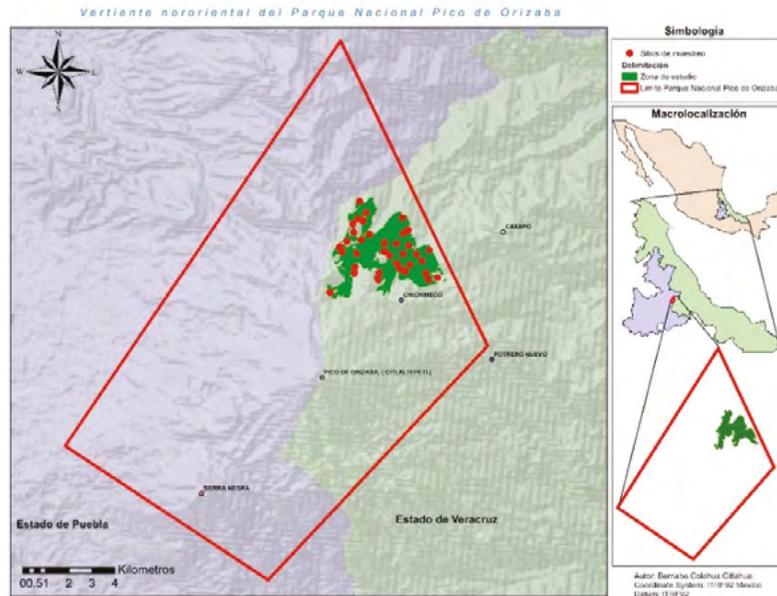
## Materiales y métodos

### Zona de estudio y muestreo

El objeto de estudio fue la población de *Pinus hartwegii* Lindl. existente en la vertiente Nororiental del Parque Nacional Pico de Orizaba, zona que comprende aproximadamente 2191 ha de las 19 750 ha de esta Área Natural Protegida (ANP).

Dentro del Parque Nacional se encuentra el Pico de Orizaba o volcán Citlaltépetl (19°01'N, 97°16'W; 5675 m de altitud), considerado la cima más alta de México. En Náhuatl significa “Montaña Estrella” y está ubicado en la porción oriental de la faja volcánica transmexicana (Macías, 2005). El uso de suelo y la vegetación en el Parque Nacional Pico de Orizaba corresponde a bosque de pino, pastizal natural, áreas sin vegetación aparente, bosque de coníferas distintas a *Pinus*, manejo agrícola, pecuario y plantaciones forestales (Villegaset *al.*, 2011).

La zona de estudio se localiza entre los Municipios de Calchualco y La Perla, en el Estado de Veracruz, México (Figura 1). El muestreo consistió en 59 sitios de 1000 m<sup>2</sup>, lo que equivale a 5.9 ha muestreadas o 0.27% del área total.



**Figura 1.** Zona de estudio, Parque Nacional Pico de Orizaba.

En el muestreo, se registraron los datos dasométricos del arbolado adulto de la especie de interés: la altura total y diámetro normal; con el uso del barreno de Pressler: edad y tiempo de paso. Así mismo la contabilización de renuevos y medición de su diámetro y altura.

*Cálculo de cantidad e incrementos de carbono*

El área de distribución de *Pinus hartwegii* fue rodalizada usando el criterio: composición del arbolado (puro, mezclado).

Para todo el proceso se requirió del cálculo por árbol individual de: área basal, volumen, biomasa área. Así como los cálculos de árboles y renuevos por hectárea.

Para la obtención de biomasa aérea se ocupó la ecuación 1, establecida por Jiménez (2010), para la especie *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo.

$$B = 0.0635 * DN^{2.4725} \tag{1}$$

donde, *B* es igual a la biomasa aérea y *DN* es el diámetro normalizado a la altura de 1.3 metros, ecuación ocupada en los rangos diamétricos de 4 a 57 cm, la biomasa de los árboles que no se encontraron en ese rango, renuevos, árboles caídos o sin punta, fue calculada con la fórmula 2.

$$B = vol * D \tag{2}$$

donde, *B* es igual a la biomasa aérea, *vol* es el volumen del árbol en metros cúbicos y *D* es igual a 0.496 gr/cm<sup>3</sup> densidad de madera de *Pinus hartwegii* (García y Sánchez, 2009).

Para el total de carbono contenido se ocupó el factor de conversión 3, expuesto por Jiménez (2010), el cual dio como conclusión que el carbono representa un 48.55% de la biomasa aérea.

$$CT = B * 0.4855 \tag{3}$$

donde, *CT* es el carbono total en toneladas y *B* es la biomasa aérea expresada en toneladas.

Para el cálculo de las existencias de biomasa y carbono aéreo por hectárea y general se ocuparon las fórmulas 4 y 5.

$$ER = 10 * (V / SM) \quad (4)$$

$$ERT = ER * SC \quad (5)$$

donde, existencias reales por hectárea ( $ER$ ), es igual a la división del volumen ( $V$ ) en  $m^3$  sobre los sitios muestreados ( $SM$ ), multiplicado por diez. El resultado de ello multiplicado por la superficie considerada ( $SC$ ), es igual a las existencias reales totales ( $ERT$ ), que fueron representadas en volumen, biomasa y carbono total.

El incremento corriente anual (ICA) fue determinado por el método de León Schaeffer o método de tablas de incremento en porcentaje, descrito por Klepac (1976).

Se utilizó regresión no lineal con la ecuación 6 de Shumacher, para expresar una proyección del incremento en carbono por árbol individual.

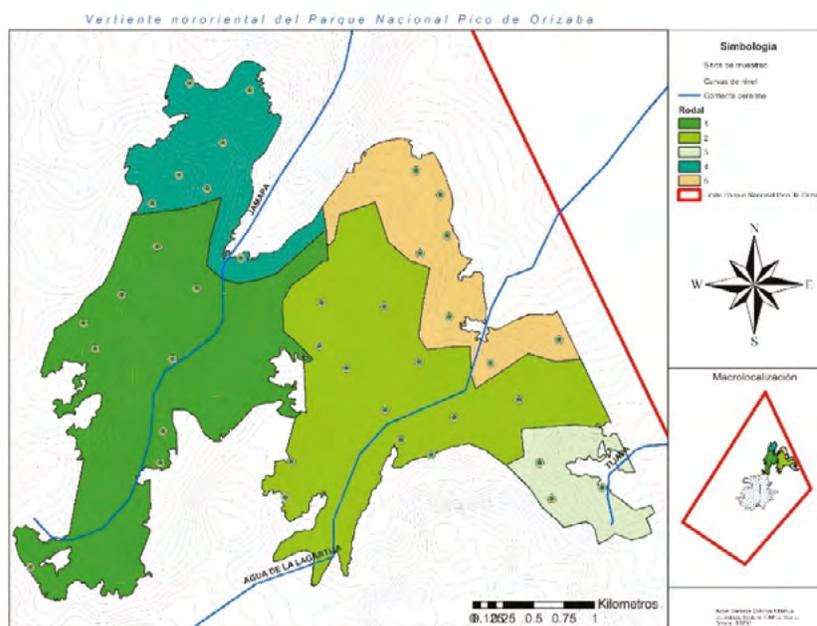
$$F(X) = b0 * \exp(-b1 * (1/X)) \quad (6)$$

donde,  $F(X)$  es interpretada como variable dasométrica (carbono), en función de la edad ( $X$ ),  $b0$  y  $b1$  son parámetros de regresión y  $\exp$  es la función de exponente.

## Resultados y discusión

### Distribución de *Pinus hartwegii* Lindl.

En la vertiente Nororiental del PNPO, *Pinus hartwegii* Lindl. se encuentra de manera dispersa en altitudes mayores a los 3 500 m s.n.m., dentro de 954 ha de las 2191 que comprenden toda la vertiente. En dicha zona de distribución se conformaron cinco rodales (Figura 2 y Cuadro 1).



**Figura 2.** Rodalización, vertiente Nororiental del Parque Nacional Pico de Orizaba.

**Cuadro 1.** Características de los rodales.

Rodal	Características	ha
1	Puro	337
2	Puro	320
3	Puro	57
4	Puro	118
5	Mezclado	122
Total		954

*Volumen, carbono e incrementos*

El cálculo de las existencias, se basó en el número de árboles por categorías diamétricas por rodal. Los resultados se presentan en el Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Existencias por hectárea.

Rodal	Superficie	Individuos ha <sup>-1</sup>		Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )		ICA (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )
		Árboles adultos	Renuevos	Árboles adultos	Renuevos	
1	337	327	218	150.41	0.16	1.68
2	320	411	107	379.90	0.07	4.83
3	57	77	13	57.34	0.01	0.84
4	118	274	159	134.31	0.13	2.82
5	122	161	39	100.83	0.02	1.90

El promedio de volumen por hectárea en árboles adultos fue de 164 m<sup>3</sup> de madera, con un promedio en incremento corriente anual (ICA), de 2.41 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. El ICA resultó bajo para la mayoría de los rodales debiéndose a que el tiempo de paso obtenido con la media armónica como lo recomienda Klepac (1976), resultó ser de 27, 20, 20, 19 y 19 años para los rodales 1, 2, 3, 4 y 5 respectivamente. El tiempo de paso tuvo gran variación encontrándose valores desde los 10 hasta los 50 años. En la literatura se encuentran datos similares, Musalem y Solís (2000), dan como conclusión que probablemente sea la conífera con menos incrementos debido a las bajas temperaturas de la zona en que habita.

Los resultados totales de carbono se muestran en el Cuadro 3:

**Cuadro 3.** Existencias totales de madera en m<sup>3</sup>.

Rodal	Superficie (ha)	Árboles adultos (m <sup>3</sup> )	Renuevos (m <sup>3</sup> )	Total (m <sup>3</sup> )
1	337	50 696.67	54.90	50 751.57
2	320	121 576.70	21.51	121 598.21
3	57	3268.49	0.46	3268.95
4	118	15 848.29	14.80	15 863.09
5	122	12 301.13	2.58	12 303.72
Totales	954	203 691.30	94.30	203 785.50

Se observó que los rodales mayormente densos corresponden a los rodales 2, 1 y 4 con 411, 327 y 274 árboles/ha respectivamente y, los rodales 1, 4 y 2 con 218, 159 y 107 renuevos respectivamente.

Por consiguiente lo mismo se observa en cuestión de volumen por hectárea y volumen total. Puntos de comparación se encontraron en Vargas (1999), y Álvarez (2001), hallando densidades de 810 y 308 árboles  $\text{ha}^{-1}$  respectivamente.

Los resultados de la conversión a carbono se presentan en el Cuadro 4.

**Cuadro 4.** Existencias totales de carbono en toneladas e incremento corriente anual.

Rodal	Superficie (ha)	Árboles adultos	Renuevos	Total (t)	ICA (carbono kg)
1	337	12 206.49	13.22	12 219.71	403.63
2	319	29 209.20	5.17	29 214.37	1163.53
3	57	787.08	0.11	787.19	201.14
4	118	3816.39	3.57	3819.96	678.55
5	122	2962.21	0.62	2962.83	457.77
Totales	954	48 981.40	22.7	49 004.10	

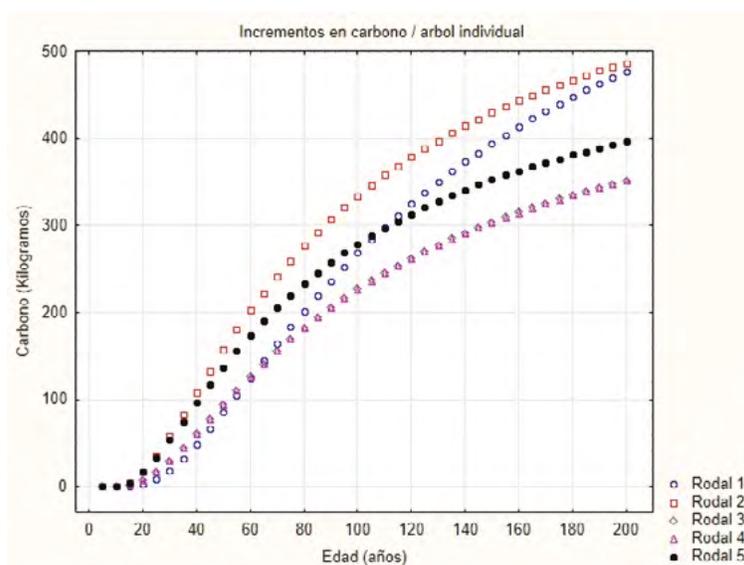
El carbono almacenado en la vertiente Nororiental del PNPO resultó ser de 49 004.1 t de carbono, o bien 39.6  $\text{t ha}^{-1}$ , con un promedio del incremento corriente anual de 0.58  $\text{t ha}^{-1}$ .

Valores aproximados en toneladas por hectárea se pudieron encontrar con García y Sánchez (2009), cuyos resultados fueron: 46 y 43.94  $\text{t ha}^{-1}$  respectivamente.

Para la proyección de los incrementos en carbono por árbol individual en kilogramos, los parámetros de regresión no obtuvieron el mejor ajuste (Cuadro 5), sin embargo fueron de utilidad para describir el comportamiento dasométrico. La proyección de incrementos se observan en la Figura 3.

**Cuadro 5.** Ajustes de regresión no lineal para la ecuación de crecimiento Schumacher.

Ecuación	Tipo	Error estándar de la estimación	$R^2$	$R^2$ ajustada	Desviación estándar
Schumacher	$f(x) = a \cdot \exp(-b \cdot (1/x))$	3.7	0.32	0.29	0.41



**Figura 3.** Proyección de incrementos en carbono por rodal con curvas polimórficas.

El rodal 2 presentó los mayores incrementos seguidos del rodal 5 y 1. Los incrementos por rodal en cuestión de carbono se pueden comparar detalladamente desglosando el Incremento corriente Anual (ICA) e Incremento Medio Anual (IMA), cuya gráfica proyectó que la intersección de dichos incrementos puede llegar hasta los 110 años.

## Conclusiones

El carbono total retenido por *Pinus hartwegii* Lindl. en las 954 ha de su distribución fue de 49 004.1 t, considerando una sola especie arbórea y que un rodal posee más de una especie que conforman la masa boscosa de la vertiente estudiada, dicha zona posee aun mayor potencial de almacenamiento. Por otro lado esta característica la consolida como el mayor almacenador de carbono dentro del PNPO con incrementos anuales de 0.58 t ha<sup>-1</sup>.

Las características dasométricas de la especie dentro de la familia *Pinaceae* y su comportamiento, la hacen una de las especies con uno de los menores y más lentos incrementos en volumen, biomasa y carbono anual retenido, sin embargo su constante aumento en los mismos valores (alcanzando turnos de hasta 110 años), la convierten en una especie que invariablemente puede retener carbono por mucho más tiempo que otras Pináceas de crecimiento más acelerado, extendiendo el tiempo que tarda el carbono en incorporarse al suelo o a regresar a la atmósfera, lo conocido como “ciclo del carbono”, por lo que esta característica lo hace una buena especie para reforestaciones con finalidades de conservación en áreas con condiciones similares al PNPO.

Esta Área Natural Protegida posee bosques con potencial elevado de almacenamiento de carbono, servicio ambiental que al Parque Nacional Pico de Orizaba respalda en sus labores de conservación.

## Bibliografía

- Álvarez L. R. 2001. Determinación de turnos de las principales especies coníferas en el Cofre de Perote, Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana. Facultad de ciencias agrícolas. Xalapa, Veracruz, México.
- CATIE. 2004. Planeación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica. 315 pp.
- Dávalos R., M. I. Rodríguez, E. M. Pinillos-Cueto. 2008. Almacenamiento de carbono. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz. pp. 224-225.
- García V., D. L. Sánchez. 2009. Estimación de Carbono Contenido en el Bosque Bajo Manejo Forestal del Ejido de Tlalmanalco, Estado de México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Texcoco, México.
- González J. M. 2009. La generación eléctrica a partir de combustibles fósiles. Boletín IIE. pp 143-151.
- Jiménez C. R. 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 de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Texcoco, México.
- Klepac D. 1976. Crecimiento e incremento de árboles y masa forestales. Segunda edición. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México. pp. 156-165.
- Macías L. 2005. Geología e historia eruptiva de algunos de los grandes volcanes activos de México. Temas selectos de la Geología Mexicana 3:379-424.
- Montero G., R. Ruíz-Peinado, M. Muñoz. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles. Edita: Instituto Nacional de Investigación tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid, España. 270 pp.
- Musalem M. A., M. A. Solís. 2000. Monografía de *Pinus hartwegii*. SAGAR. INIFAP. CIRCE. Campo experimental Valle de México. Chapingo, Estado de México. 96 pp.
- Ordoñez J. A. 2007. Como Entender El Manejo Forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales. Ciencias 90:37-39.
- Vargas B. 1999. Caracterización de la productividad y estructura de *Pinus hartwegii* en tres gradientes altitudinales en el cerro Potosí, Galeana, Nuevo León. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León.

Villegas R., C. A. Muñoz, O. Muñoz, C. A. Gallo, J. L. Ponce. 2011. Tasa de cambio de uso del suelo en el Parque Nacional Pico de Orizaba, Veracruz, México en el periodo 2003–2011. CONANP-INECOL. Xalapa Veracruz, México. 43 pp.

## 1.22 Biomasa y almacenes de carbono en los bosques templados de Durango, México

Vargas-Larreta Benedicto<sup>1</sup>; Aguirre-Calderón Cristóbal G.<sup>1</sup>; Corral-Rivas José J.<sup>2</sup>; López-Martínez Jorge O.<sup>3</sup> y Castedo-Dorado Fernando<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de El Salto, Mesa del Tecnológico S/N, CP 34942, El Salto, Pueblo Nuevo, Durango. Autor para correspondencia: bvargas@itelsalto.edu.mx

<sup>2</sup>Universidad Juárez del Estado de Durango, Constitución No. 404 Sur, Zona Centro, CP 34000, Durango, Durango.

<sup>3</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Av. Centenario km 5.5, AP 424, CP 77014, Chetumal, Quintana Roo.

<sup>4</sup>Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Campus de Ponferrada, Avenida Astorga S/N, CP 24400, Ponferrada, España.

### Resumen

El presente estudio se llevó a cabo en los bosques templados del Estado de Durango, los cuales se distribuyen en las regiones forestales de Pueblo Nuevo, Durango, San Dimas, Santiago Papasquiario, Tepehuanes y Guanaceví, principalmente, abarcando una superficie aproximada de 3 500 000 ha. Los objetivos fueron: 1) desarrollar ecuaciones de biomasa aérea total y por componente para las especies más importantes, 2) determinar el contenido de carbono por componente de las especies evaluadas, y 3) cuantificar los almacenes y la tasa de captura de carbono ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en el área de estudio. Se muestrearon destructivamente 1346 árboles de 24 especies para las cuales se desarrollaron ecuaciones de biomasa por componente arbóreo (madera del fuste, corteza del fuste, ramas y hojas) y biomasa aérea total. Los parámetros de todas las ecuaciones fueron obtenidos de forma simultánea para garantizar aditividad y la corrección de la heterocedasticidad utilizando el Método de Momentos Generalizado, con valores de  $R^2$  desde 0.87 hasta 0.97, y de la Raíz del Error Medio Cuadrático (REMC) desde 18.3 hasta 90.5 kg. El contenido de carbono total por especie osciló entre 43.6 (*Quercus laeta*) y 51.6% (*Pinus leiophylla*). La biomasa promedio en el área de estudio es de 81.25  $\text{Mg ha}^{-1}$  y los almacenes totales de carbono ascienden a poco más de 172 500 000 Mg, mientras que la tasa de captura de carbono, estimada a partir del incremento corriente anual promedio para las especies evaluadas, es de 0.81  $\text{Mg ha}^{-1}$ , es decir, alrededor de 2 800 000  $\text{MgC año}^{-1}$ .

**Palabras clave:** dinámica de carbono, ecuaciones alométricas, emisiones de  $\text{CO}_2$ , GEI.

### Abstract

This study was carry out in Durango's temperate forests, which are distributed in the forest regions of Pueblo Nuevo, Durango, San Dimas, Santiago Papasquiario, Tepehuanes and Guanacevi, covering an area of 3 500 000 ha. The objectives were: 1) to develop total and by tree components aboveground biomass equations for the most important tree species, 2) to calculate the carbon content each tree component of the considered tree species, and 3) to quantify the carbon stocks and the rate of carbon capture ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) in the study area. 1346 trees of 24 species were destructively sampled, for which biomass by tree component (stem wood, stem bark, branches and leaves) and total aboveground biomass equations were developed. The parameters of all equations were obtained simultaneously to ensure additivity and to correct heteroscedasticity using the Generalized Method of Moments, with  $R^2$  values from 0.87 to 0.97, and Root Mean Square Error (RMSE) from 18.3 to 90.5 kg. The total carbon per species ranged from 43.6 (*Quercus laeta*) and 51.6% (*Pinus leiophylla*). The average biomass in the study area is 81.25  $\text{Mg ha}^{-1}$  and total carbon stocks amount to little more than 172 500 000 Mg, while the rate of carbon capture, estimated from the current annual increment average, is 0.81  $\text{Mg ha}^{-1}$ , that is, around 2 800 000  $\text{MgC year}^{-1}$ .

**Key words:** carbon dynamic, allometric equations, CO<sub>2</sub> emissions, GHG.

## Introducción

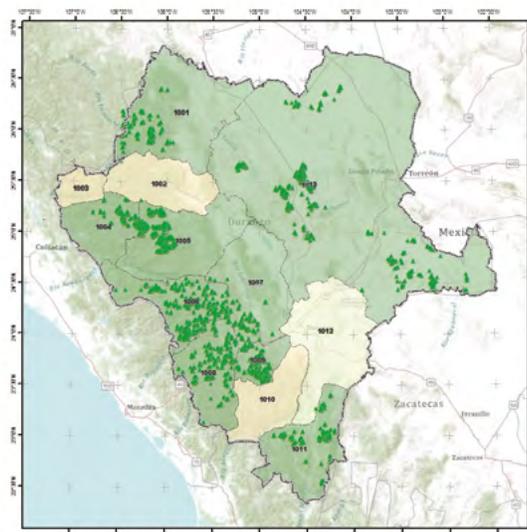
La cuantificación de la biomasa arbórea es una de las principales líneas de investigación en muchos países (*e.g.*, Cienciala *et al.*, 2005; Cunia, 1988; Johansson, 2000; Merino *et al.*, 2003; Waring y Running, 1998). Los primeros estudios surgieron por la necesidad de estimar la producción, en peso seco, de diferentes especies, destacando entre ellos los relacionados con *Larix decidua* Mill. y *Picea abies* (L.) Karst. en Suiza (Burger, 1945 y 1953). Para dar respuesta a las necesidades de las empresas forestales, la investigación empezó a centrarse en la determinación del peso de las fracciones arbóreas, en especial las de mayor importancia forestal. A su vez, los campos de la ecología y la fisiología mostraron su interés por esta línea de investigación y contribuyeron al desarrollo de métodos de muestreo más eficientes, principalmente para cuantificar la fracción hojas. Gran parte de la bibliografía forestal relacionada con esta temática se centra en el ajuste mediante regresión de ecuaciones de biomasa para regiones geográficas y especies arbóreas determinadas. Las ecuaciones de peso o biomasa relacionan la biomasa total de un árbol (en kg) o de un rodal forestal (en t ha<sup>-1</sup>), así como la de cada una de sus fracciones, con variables fáciles de medir en campo. Las variables de árbol más utilizadas en las ecuaciones de árbol individual son el diámetro normal y la altura total, mientras que en las ecuaciones de rodal se emplean variables como el número de árboles, el área basal o la altura dominante.

Los objetivos de este estudio fueron: 1) desarrollar ecuaciones de biomasa aérea total y por componente para las especies más importantes, 2) determinar el contenido de carbono por componente de las especies evaluadas, y 3) cuantificar los almacenes y la tasa de captura de carbono en el área de estudio.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El área de estudio abarca los bosques de clima templado del Estado de Durango, el cual se distribuye en las regiones forestales de Pueblo Nuevo, Durango, San Dimas, Santiago Papatzi, Tepehuanes y Guanaceví, principalmente (Figura 1).



**Figura 1.** Área de estudio.

## Desarrollo de ecuaciones de biomasa

### Datos de campo

La toma de datos se llevó a cabo mediante muestreo destructivo. Se muestrearon 1346 árboles de 24 especies de todas las clases diamétricas presentes en el área de estudio. Las especies muestreadas fueron: *P. cooperi*, *P. durangensis*, *P. engelmannii*, *P. leiophylla*, *P. herreae*, *P. teocote*, *P. lumholtzii*, *P. ayacahuite*, *P. oocarpa*, *P. douglasiana*, *P. michoacana*, *P. chihuahuana*, *Juniperus depeanna*, *Alnus sp*, *Arbutus sp*, *Q. sideroxyla*, *Q. rugosa*, *Q. durifolia*, *Q. crassifolia*, *Q. candicans*, *Q. laeta*, *Q. fulva*, *Q. eduardii* y *Q. urbanii*. En cada árbol se midió el diámetro normal (cm) en pie y la altura total (m) tras el derribo. Una vez derribados se desramaron y se separaron en sus diferentes fracciones de biomasa (madera del fuste, corteza, ramas y hojas). El contenido de carbono de cada componente se determinó con un equipo analítico denominado TOC Analyzer® modelo 1020A.

Una vez obtenidos los valores de biomasa aérea de cada componente, éstos se relacionaron con el diámetro normal y la altura total de cada árbol, para lo cual se utilizaron tres formas generales de modelos matemáticos (ecuaciones 1, 2 y 3). Los parámetros de todas las ecuaciones fueron obtenidos de forma simultánea (para garantizar aditividad) utilizando la metodología GMM (*Generalized Method of Moments*), para lo que se utilizó el procedimiento MODEL del paquete estadístico SAS/ETS® (SAS Institute Inc., 2009).

$$W = k \cdot d^b \quad (1)$$

$$W = k \cdot d^b \cdot h^c \quad (2)$$

$$W = k \cdot d^2 h \quad (3)$$

donde,  $W$  es la biomasa (kg),  $d$  es el diámetro normal (cm),  $h$  es la altura total (m) y  $k$ ,  $b$  y  $c$  son los estimadores de las ecuaciones.

### Cuantificación de los almacenes de carbono

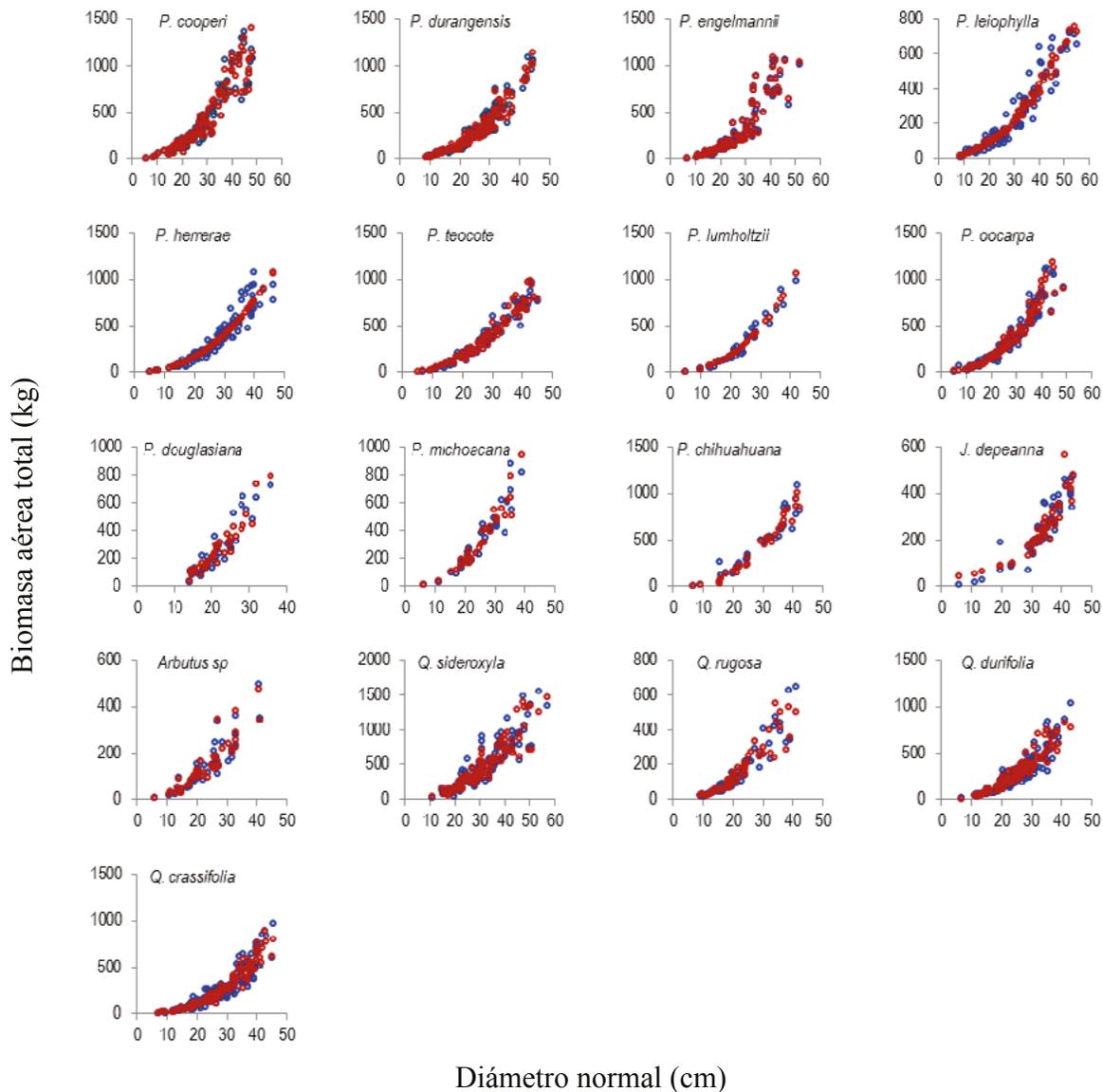
Se utilizaron los datos dasométricos obtenidos de la remediación de los sitios de la Red Sitios Permanentes de Investigación Forestal y de Suelos (SPIFyS) (Corral-Rivas *et al.*, 2013). Actualmente esta red cuenta con 391 sitios de 50 x 50 m distribuidos de manera sistemática en toda la Sierra del Estado de Durango. Estos datos fueron la base para utilizar las ecuaciones desarrolladas y calcular, para cada sitio de muestreo, las variables de interés (volumen de madera y biomasa aérea), particularmente carbono arbóreo aéreo. Se utilizaron en total los datos dasométricos de 201 SPIFyS y las ecuaciones obtenidas en la fase anterior se aplicaron a los datos de estos sitios, cuyos resultados fueron extrapolados a cada subrodal, rodal y predio del área de estudio. Los valores de biomasa obtenidos fueron utilizados para calcular los almacenes de carbono totales en el Estado mediante imágenes de satélite. La tasa de captura de carbono se estimó a partir del incremento corriente anual promedio para las especies consideradas en el estudio.

## Resultados y discusión

### Estimación de biomasa aérea y carbono

El número de árboles osciló entre 34 (*P. douglasiana*) y 130 (*P. durangensis* y *Q. crassifolia*). La muestra más pequeña correspondió a las especies de distribución más restringida en el Estado (*P. douglasiana*, *P. michoacana*, *P. oocarpa* y *P. lumholtzii*). Los valores de diámetro normal se

presentaron en un rango que fue desde 5 cm (*P. herrerae*, *P. lumholtzii*, *P. ayacahuite* y *P. michoacana*) hasta 57 cm (*Q. sideroxylla*); mientras que los valores de altura oscilaron desde 3.4 m (*Arbutus sp* y *Q. durifolia*) hasta 30.2 m (*P. herreae*). Los modelos que presentaron los mejores ajustes para la biomasa aérea total y por componente, para cada especie, son reportados en Vargas-Larreta *et al.*, (*in Press*). Como ejemplo se presentan las gráficas de dispersión de los valores observados y valores predichos de la biomasa total por especie (Figura 2).



**Figura 2.** Valores de biomasa aérea total observados (círculo azul) y estimados con el mejor modelo (círculo rojo), representados frente al diámetro normal.

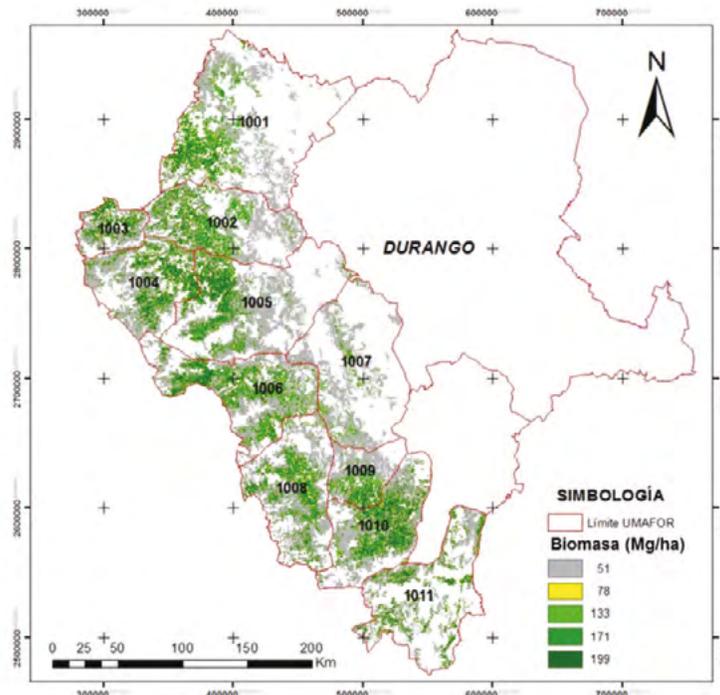
Los valores del estadístico  $R^2$  oscilaron entre 0.86 (*Pinus oocarpa*) y 0.99 (*P. engelmannii*), mientras que los valores mínimo y máximo de la REMC fueron 18.47 kg (*P. engelmannii*) y 95.44 kg (*Quercus sideroxylla*). En la figura 2 se observa que los modelos seleccionados predicen de manera adecuada los valores de biomasa total para todas las especies. La misma tendencia se observó para todos los componentes arbóreos.

Según Kollman (1959) la composición de la madera es similar en las distintas especies leñosas, así como también dentro de un mismo árbol en sus diversas partes, como el fuste y las ramas. Este autor señala que todas las maderas contienen, aproximadamente, un 50% de carbono. El panel Intergubernamental sobre el cambio climático recomienda, en el caso de no existir datos específicos, considerar también este porcentaje. En este estudio, los porcentajes de carbono total obtenido para las especies evaluadas oscilaron entre 43.6 (*Quercus laeta*) y 51.64 (*P. leiophylla*), con un promedio para las especies de pino y encino de 46.02 y 45.21%, respectivamente.

#### *Cuantificación de los almacenes de carbono*

Para esta parte de la investigación se consideró como área de estudio la franja montañosa de la región Sierra del Estado de Durango, quedando ésta circunscrita a la superficie ocupada por el bosque templado que contempla a los bosque de encino, bosques de encino-pino, bosque de galería, bosque mesófilo de montaña, bosques de oyamel, bosque de pino, bosque de pino-encino y bosque de táscate. Los 201 SPIFyS se distribuyeron en estos tipos de vegetación.

En la Figura 3 se representa la distribución espacial de las estimaciones de biomasa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ). Los píxeles grises y amarillos reflejan un contenido de biomasa de entre 51 a 78  $\text{Mg ha}^{-1}$  aproximadamente, mientras que los píxeles de color verde oscuro, claramente señalan los mayores registros de biomasa, que se corresponden con diferentes facetas de los bosques templados. El promedio de biomasa para la zona de estudio ronda los 81.25  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Considerando el contenido de carbono promedio por grupo de especies, los almacenes totales en el área de estudio ascienden a 135 342 735 Mg.



**Figura 3.** Distribución de la biomasa en la Sierra Madre Occidental en el Estado de Durango.

Las existencias volumétricas totales de los bosques de coníferas y latifoliadas se estiman en 410 833 340  $\text{m}^3$  (SRNyMA, 2007). El factor de expansión de carbono de 0.42  $\text{Mg m}^{-3}$  para los bosques de pino-encino de Durango, indica que los almacenes de carbono de los bosques templado-fríos del Estado alcanzarían 172 550 000 Mg.

Finalmente, con base al incremento corriente anual (ICA), se procedió a calcular las tC ha<sup>-1</sup> capturadas por año. Los valores resultantes se utilizaron para proyectar el potencial de captura en las masas forestales del Estado. Según información del Programa Estratégico Forestal de Durango 2030 (s/f), el incremento promedio anual para el caso de coníferas es de 1.95 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, mientras que para los bosques de coníferas y latifoliadas cerradas el incremento anual es de 1.93 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. De acuerdo con estos datos, y considerando que la superficie de bosque templado-frío calculada con las imágenes de satélite tipo LANDSAT TM5 es de 3 484 639 ha, la tasa de captura de carbono de estos bosques es de 0.81 Mg ha<sup>-1</sup>, es decir, 2 822 558 MgC año<sup>-1</sup>.

## Conclusiones

Las ecuaciones de biomasa presentadas constituyen una opción científica y práctica para la para la evaluación del contenido de carbono en ecosistemas forestales templado-fríos del Estado de Durango. Los datos de biomasa y contenido de carbono obtenidos pueden utilizarse en combinación con los datos de inventario convencionales de sitios temporales de muestreo empleando tarifas de biomasa basadas en las categorías diamétricas y de alturas de los árboles individuales, y la suma de los valores individuales para estimar los montos correspondientes por unidad de superficie.

Se recomienda la ejecución de prácticas de manejo forestal con fines de producción maderable en las masas forestales de Durango, pero que al mismo tiempo aumenten el potencial de captura de carbono de la masa forestal residual del predio.

## Bibliografía

- Burger H. 1945. Holz, Blattmenge und Zuwachs. VII: Die Lärche. Mitt. Schw. Anst. f.d. Forstl. Versw. 24:7-103.
- Burger H. 1953. Holz, Blattmenge und Zuwachs. XIII: Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Mitt. Schw. Anst. f.d. Forstl. Versw. 26:38-130.
- Cienciala E., M. Cerný, J. Alptauer, Exnerová Z. 2005. Biomass functions applicable to European beech. Journal of Forest Science 51:147-154.
- Corral-Rivas J., H. Ávila-Márquez, M. R. Solís, B. Vargas-Larreta, K. von Gadow. 2013. Esquema de monitoreo de la deforestación y la biodiversidad de los bosques mixtos e irregulares del Estado de Durango. *En: Presente y Futuro de los bosques*. Vargas-Larreta, B., C. C. Aguirre, C. C. E. Aguirre, L. J. Nájera (eds). Proceedings 1er Simposio Internacional. Ed. Sierke Verlag, Göttingen, Alemania. 178 pp.
- Cunia T. 1988. On the error of biomass regressions and the corresponding inventory estimates. *In: Proceedings of the 9th Annual Southern Forest Biomass*. *In: Daniels, R. A., W. F. Watson, I. W. Savelle, (eds)*. Mississippi State Univ., Mississippi State. pp. 93-109.
- Johansson T. 2000. Biomass equations for determining functions of common and grey alder growing on abandoned farmland and some practical implications. Biomass and Bioenergy 18:147-159.
- Kollman F. 1959. Tecnología de la madera y sus aplicaciones. Ministerio de Agricultura. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias y Servicios de la Madera. Madrid, España. 675 pp.
- Merino A., C. Rey, J. Brañas, R. Rodríguez-Soalleiro. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales 12:85-98.
- SAS Institute Inc. 2009. SAS/STAT® 9.2 User's Guide. 2nd ed. SAS Institute Inc., Cary, NC. 7869 pp.
- SRNyMA. 2007. Plan Estratégico Forestal 2030. Gobierno del Estado de Durango. Durango, México. 200 pp.
- Waring R. H., S. W. Running. 1998. Forest ecosystems: analysis at multiple scales. 3rd ed. Academic Press, San Diego, CA. 440 pp.



## 1.23 Comparación entre datos MODIS y el modelo del ecosistema Forest-DNDC para la producción primaria bruta

**Johnson-Kristofer D.<sup>1</sup>; Dai Zhaohua<sup>1</sup>; Ángeles-Pérez Gregorio<sup>2</sup>, Birdsey Richard<sup>1</sup> y Vargas Rodrigo<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>USDA Forest Service, Northern Research Station, 11 Campus Blvd Ste 200, Newtown Square, Pennsylvania, USA 19073. Autor para correspondencia: kristoferdjohanson@fs.fed.us

<sup>2</sup>Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, km. 36.5 Carretera México-Texcoco, 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

<sup>3</sup>Department of Plant & Soil Sciences, University of Delaware, 146 Townsend Hall, Newark, DE 19716.

### Resumen

Productividad primaria bruta (PPB) es un indicador importante de los cambios del ciclo del carbono terrestre que es supervisado por el instrumento del satélite de espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS). Las diferencias interanuales en las señales espectrales registradas por MODIS indican que los efectos de perturbación, incluyendo gestión humana de la tierra y el clima afecta sobre el PPB local. Sin embargo, la atribución del cambio del MODIS PPB es difícil, y evaluar su exactitud es un desafío por la incertidumbre de los datos (250 m a 5km). Para abordar estas incógnitas, se realizó una primera evaluación del MODIS PPB (producto MOD17A2) comparándolo con resultados de un modelo del ecosistema del proceso (Forest-DNDC) durante el período 2000-2010, para un área de 3 x 3 km en Atopixco, México. Se utilizaron datos de edad y biomasa que fueron muestreados intensivamente y sistemáticamente para parametrizar el modelo de proceso. Encontramos que el PPB de MODIS PPB fue 30% superior de lo que fue simulado por DNDC durante el período, y que hubo desacuerdo en los cambios interanuales de PPB entre ambas estimaciones. Fuentes de error son suelos pobres locales y datos climáticos para el modelo DNDC y la falta de información de suelos y densidad del rodal para el producto MOD17. Por lo tanto, las evaluaciones futuras se beneficiarán de los datos de suelos intensivamente muestreada y observaciones de flujos de covarianza eddy en el sitio, que no están actualmente disponibles. Este estudio es un ejercicio en la vinculación de datos del IPCC Tier 1 y Tier 3 para monitorear los cambios en el PPB a escalas locales y regionales en México.

**Palabras clave:** MODIS, PPB, bosque DNDC, escalas del paisaje.

### Abstract

Gross primary productivity (GPP) is an important indicator of changes in terrestrial carbon that is monitored by the instrument satellite imaging spectroradiometer moderate resolution (MODIS) cycle. The annual differences in spectral signals recorded by MODIS indicate that the effects of disturbance, including human land management and climate affects the local SSP. However, the allocation of PPB MODIS change is difficult, and assess their accuracy is a challenge because of the uncertainty of the data (250 m to 5 km). To address these questions, a first assessment of MODIS GPP (product MOD17A2) was performed in comparison with results of a process ecosystem model (Forest-DNDC) during the period 2000-2010, for an area of 3 x 3 km in Atopixco, Mexico. Old data and biomass were sampled intensively and systematically to parameterize the process model is used. We found that MODIS PPB PPB was 30% higher than it was simulated by DNDC during the period, and there was disagreement PPB year changes between the two estimates. Sources of error are local poor soils and climate data for the DNDC model and lack of soil information and stand density for the MOD17 product. Therefore, future evaluations will benefit from data and observations soils sampled intensively flow eddy covariance on the site, are not currently available. This study is an exercise in

linking data from IPCC Tier 1 and Tier 3 to monitor changes in the SSP local and regional scales in Mexico.

**Key words:** MODIS, GPP, forest DNDC, landscape scales.

## Introducción

La Productividad primaria bruta (PPB) es la suma de carbono (C) absorbido de la atmósfera a través de la fotosíntesis de las plantas a nivel de ecosistema (Chapin III *et al.*, 2006). PPB es un componente importante en la comprensión del ciclo de carbono, porque cuando PPB excede la respiración del ecosistema (ER), hay un almacenamiento neto de C en el ecosistema. Por lo tanto, planificación de estrategias para la implementación de programas REDD+ se benefician sabiendo la PPB de diferentes ecosistemas, la cual que puede variar significativamente. A diferencia de ER, PPB es más directamente observado espectralmente desde plataformas de sensores remotos, tales como resolución moderada de imagen espectral radiómetro (MODIS), permitiendo a gran escala seguimiento de los procesos del ciclo C.

Se han utilizado diferentes métodos para medir la PPB en el terreno, incluyendo mediciones de la covarianza eddy y sumando NPP y mediciones de respiración autótrofos. PPB se extrapola a menudo de forma espacial y temporal con datos de satélite y modelos de procesos del ecosistema (Chapin III *et al.*, 2006). En términos generales, las mediciones de tierra tienen la desventaja de la dificultad en el escalamiento de las observaciones a nivel de ecosistema. En contraste, PPB modelado por sensores remotos o modelos de procesamiento fácilmente llena vacíos espaciales y temporales, pero por lo general tienen gran incertidumbre en los lugares predichos (Hasenauer *et al.*, 2012).

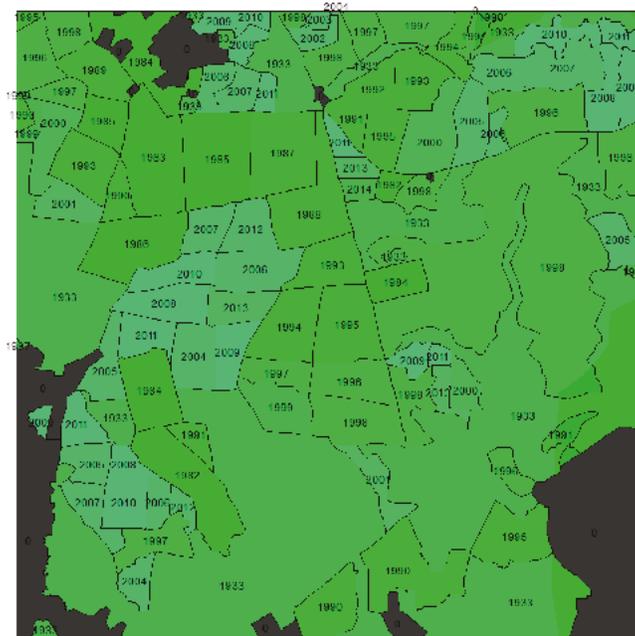
El producto MODIS PPB ha estado disponible desde el año 2000, se ha utilizado en muchos estudios de ecosistemas para comprender la dinámica de gran escala C, pero pocos estudios se han aplicado específicamente a México, o evaluado el producto con datos del terreno. En México, MODIS PPB se ha utilizado para estudiar los flujos de CO<sub>2</sub> en respuesta a los huracanes en la península de Yucatán (Vargas, 2012). En Nueva Jersey, Estados Unidos, comparaciones mostraron que el desacuerdo entre MODIS y un modelo de procesamiento, podría atribuirse a matices en la clasificación de bosque y la falta de representación de la capacidad de agua en el suelo en el producto MODIS (Pan *et al.*, 2006). Del mismo modo, en Austria, la densidad del bosque fue demostrada dramáticamente para mejorar el acuerdo entre MODIS y PPB modelado (Hasenauer *et al.*, 2012). Estas evaluaciones son invaluable para entender cómo pueden utilizarse datos detectados remotamente, incluyendo cómo deben no utilizarse, para mejorar nuestra comprensión del ciclo del C. Para abordar estas necesidades en México, hemos simulado PPB con el modelo de procesos del ecosistema DNDC y comparamos el PPB derivado de MODIS en escalas de tiempo tanto mensual y anual. Datos de campo fueron recogidos intensivamente y sistemáticamente para calibrar el modelo DNDC en un área de 3 x 3 km<sup>2</sup> en Atopixco, México (Figura 1). En concreto, se pretende descubrir cómo el producto MODIS: 1) estima los niveles absolutos de PPB, y 2) captura tendencias estacionales en los años 2000 y 2010.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El sitio Atopixco es un bosque manejado de dos especies comerciales de pino (*Pinus patula* y *Pinus teocote*) ubicada en Hidalgo, México. El manejo del bosque lo hace la comunidad local, quienes aprovechan áreas pequeñas (20 ha) (Figura 1). Los rodales más antiguos en la zona parecen ser de 80 años de edad, con los registros del año de cosecha que empiezan en 1982. Los suelos se componen principalmente de órtricos Acrisoles y cromic Luvisoles de material volcánico parental. La temperatura

media anual es de 15 °C, y las temperaturas oscilan entre -3 a 18 °C. Precipitación anual es de 1400 mm, con los máximos de precipitación ocurriendo en los meses de invierno. Los datos de campo disponibles del sitio incluyen 16 parcelas sistemáticamente colocadas dentro de un área de 3 x 3 km<sup>2</sup> para medir biomasa aérea, espesor de la capa orgánica del suelo y densidad aparente del suelo. Una torre de covarianza Eddy está situada en el centro de la zona, pero estos datos no fueron analizados en el estudio actual.



**Figura 1.** Sitio de estudio de 3 x 3 km cerca de Atlixco, México. Los polígonos representan otro año de registro de disturbios que se incorporaron en el modelo DNDC.

### *MODIS y Forest-DNDC*

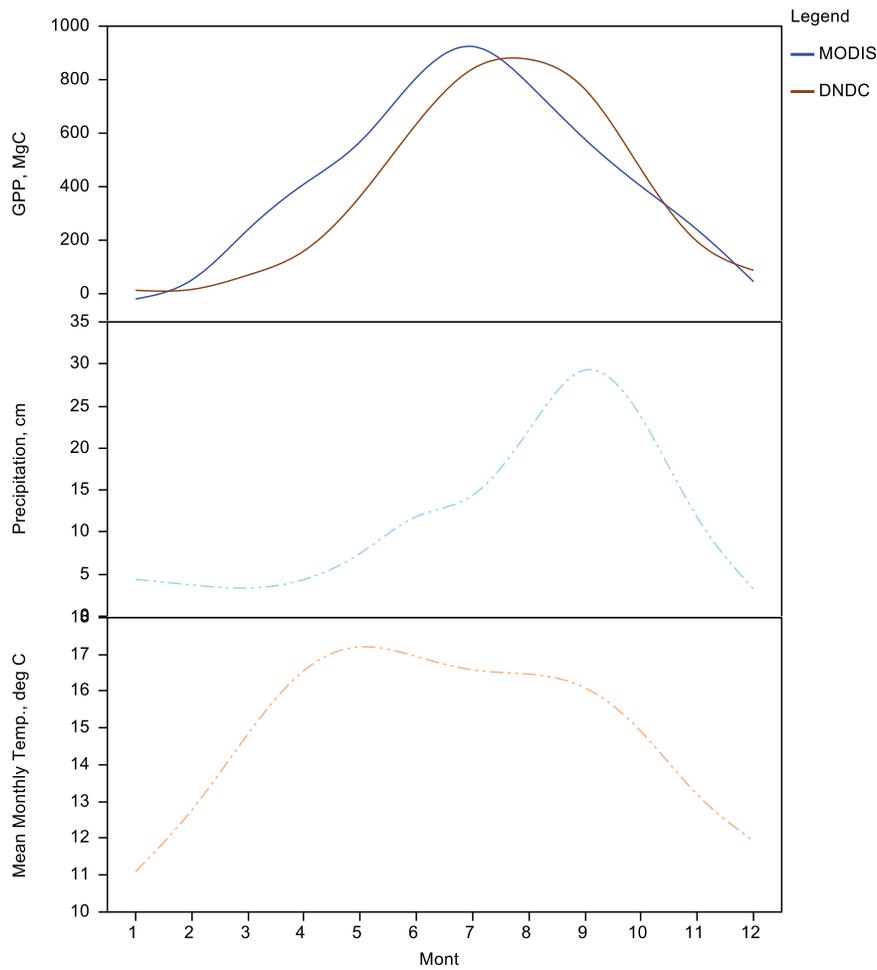
El producto MOD17A2 PPB de ocho días fue extrapolado a valores PPB mensuales y anuales ( $\text{gC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) para el período 2000-2010 con una resolución de 5 km. El producto anual de PPB MOD17A3 con una resolución de 1 km, también fue utilizado. Los valores de píxel fueron extraídos y ponderados por el área apropiada para calcular el total PPB por mes o año en Mg C sobre el área de 3 x 3 km.

El modelo DNDC fue calibrado con los datos sobre el suelo y bajo el suelo en los sitios donde estos datos estuvieran disponibles. Para los parámetros hidrológicos se utilizaron los valores para un Luvisol crómico (Farkas *et al.*, 2006). Datos climáticos fueron recogidos durante los años 1940-2010 e interpolados para los años sin datos, incluyendo los años a partir del año de inicio de la simulación (1925).

### **Resultados**

El MODIS PPB mensual durante el período de diez años fue correlacionado con el PPB simulado del DNDC ( $R^2 = 0.40$ ; valor  $p < 0.0001$ ), pero el producto MODIS fue 1.9 veces mayor que el modelo de proceso. Después de corregir la diferencia absoluta entre las dos estimaciones, el promedio anual del PPB total, estimado como el área bajo la curva, fue similar (5025 vs 4483  $\text{kgC ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  para MODIS y DNDC, respectivamente) (Figura 2). Sin embargo, la distribución temporal entre los dos fue diferente, los valores altos de DNDC empezaron más adelante en el año con un pico en el mes de

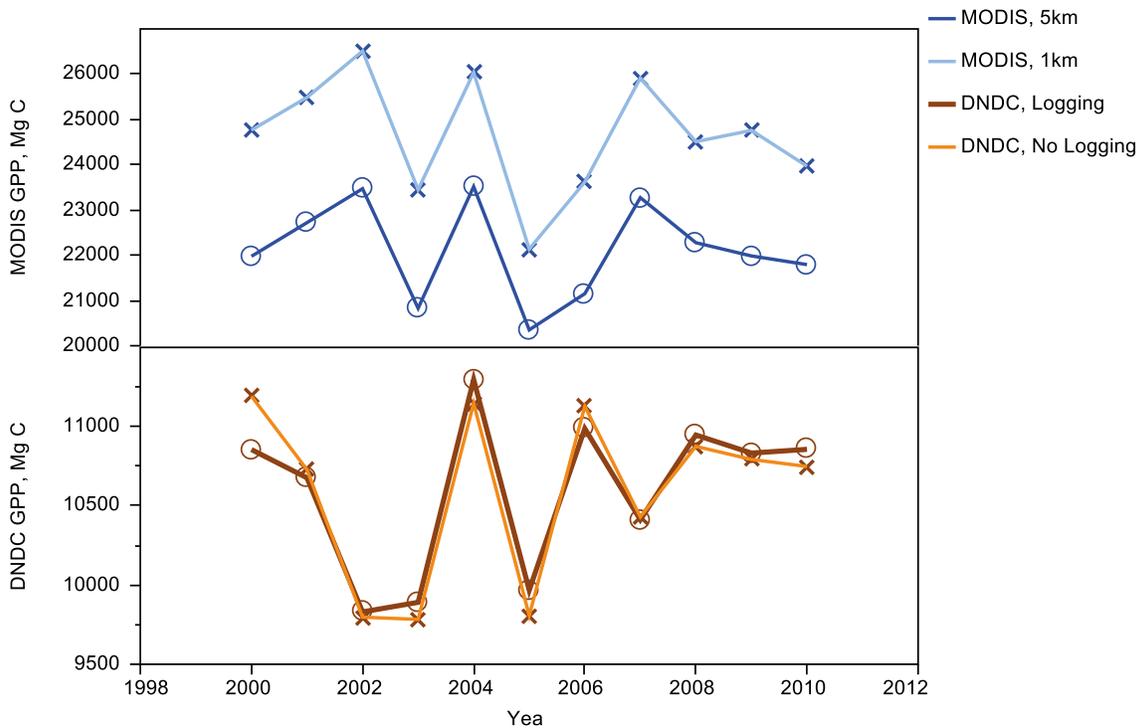
agosto. Este pico ocurrió más tarde cuando la precipitación y la temperatura también estuvieron cerca de sus valores más altos.



**Figura 2.** Panel superior: promedio mensual PPB, en Mg C para un área de 3 x 3 km, para los años 2000-2010 modelado por MODIS (línea azul) y DNDC (línea roja). Panel central: la distribución de la precipitación mensual en Atopixco. Panel inferior: la distribución de las temperaturas medias mensuales.

Similar a las estimaciones mensuales, PPB anuales de MODIS fueron 2.3 veces mayores que el simulado por el DNDC usando el producto de la resolución de 1km (MOD17A3); y 2.1 veces mayor que el producto de 5 km (MOD17A2) durante el período de diez años. Sin embargo, en contraste con los resultados mensuales, no hubo correlación entre los resultados anuales de ambas estimaciones (1 km:  $R^2 = 0.04$ ; valor  $p = 0.58$ ; 5 km:  $R^2 = 0.06$ ;  $p$ -valor = 0, 46). No obstante, se observaron tendencias en ciertos años, donde las dos estimaciones fueron claramente constantes, especialmente entre los años 2003–2005, y mostrando un pico en PPB en el 2004.

Se corrió nuevamente el modelo DNDC sin agregar disturbios, para comprobar si esta fue la razón de los valores bajos en el PPB del DNDC. El patrón y la magnitud de los resultados sin disturbios fue casi lo mismo que la simulación con disturbios (Figura 3). También se corrió el modelo sustituyendo la densidad del rodal completa (1.0) por la densidad original (0.85), resultando en un aumento del 30% en PPB.



**Figura 3.** Panel superior: MODIS PPB anual estimado por el producto de 5 km (línea azul oscuro) y el producto de 1 km (línea azul claro) para el período de estudio. Panel inferior: DNDC PPB estimado para las perturbaciones asignadas en la Figura 1 (línea roja más oscura) y sin disturbio (línea roja más clara).

## Discusión

Las diferencias absolutas en el modelado de DNDC y MODIS PPB podrían deberse a varias razones. Los resultados de MODIS pudieron haberse afectado por la baja resolución de los datos (por ejemplo, clima y vegetación), la falta de representación de los procesos del suelo, o tal vez la densidad del rodal, como se ha encontrado anteriormente en otros estudios (Hasenauer *et al.*, 2012; Pan *et al.*, 2006). Hasenauer *et al.*, (2012) sugirió que la cobertura del dosel y la densidad del rodal completas asumidas por MODIS, fue la razón de la discrepancia entre MODIS NPP y los resultados modelados con el modelo BGC en Austria. En este estudio, cuando se volvió a ejecutar el DNDC con densidad completa del rodal aumentó el PPB, no fue suficiente para compensar la diferencia entre DNDC y MODIS. Pan *et al.*, (2006) sugirieron que la diferencia de los resultados modelados entre MODIS y el modelo PnET en Nueva Jersey, fue debido a la falta de capacidad de MODS de capturar información relacionada al agua en los suelos. Sin embargo, en esta área de estudio, la productividad no parece estar limitada por los suelos arcillosos, que tienen mucha agua. Además, otras causas del desacuerdo son la falta de datos tanto meteorológicos como del parámetro de la eficiencia del uso de la luz, que son los principales impulsores del modelo MODIS PPB. El análisis del acuerdo temporal entre los dos productos fue no conclusivo, porque la media mensual de MODIS y DNDC mostraron un patrón similar, pero cuando se compararon las estimaciones anuales, no había correlación alguna. La razón de esto no parece ser el efecto del disturbio de la tala de árboles no capturado por MODIS.

De forma alternativa, otra razón para el desacuerdo podría ser debido a un error en el modelo DNDC. Aunque se utilizaron insumos de suelo y clima local, y el modelo fue calibrado para biomasa medida en el sitio, los procesos pueden ser modelados incorrectamente. Por lo tanto en este estudio, las razones del desacuerdo entre DNDC y MODIS no quedan claras, pero se sospecha que la

parametrización del producto MODIS es la razón principal. Cuando las mediciones de covarianza eddy estén disponibles para esta área se tendrá otro método para comparar.

## Conclusiones

Los productos MOD17A2 y MOD17A3 parecen capturar la variación estacional en la PPB, aunque a diferencia de lo representado por el modelo, la temporada de crecimiento puede retrasarse a finales de este año. Generalmente la variación del MODIS PPB de año a año no estuvo de acuerdo con los valores simulados del DNDC, aunque ciertos años parecen correlacionarse. El hecho de que las estimaciones de MODIS PPB fueron aproximadamente dos veces mayores que las estimaciones del modelo sugieren un error sistemático en los productos MODIS para esta área, independientemente del año o mes. En el futuro, es necesario adicionar los datos provenientes de la covarianza Eddy de CO<sub>2</sub> y mejores mediciones de suelos para analizar más detalladamente cómo pueden utilizarse los productos de MODIS en México.

## Bibliografía

- Chapin III F., G. Woodwell, J. Randerson, E. Rastetter, G. Lovette, D. Baldocchi, D. Clark, M. Harmon, D. Schimel, R. Valentini, A. G. C. Wirth, J. D. Aber, J. J. Cole, M. Goulden, J. Harden, M. Heimann, P. Howarth, P. Matson, A. McGuire, J. Melillo, H. Mooney, J. Neff, R. Houghton, M. Pace, M. Ryan, S. Running, O. Sala, W. Schlesinger, E. Schulze. 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems* 9:1041–1050.
- Farkas C., C. Gyuricza, M. Birkás. 2006. Seasonal changes of hydraulic properties of a Chromic Luvisol under different soil management. *Biologia* 61:S344–S348.
- Hasenauer H., R. Petritsch, M. Zhao, C. Boisvenue, S. W. Running. 2012. Reconciling satellite with ground data to estimate forest productivity at national scales. *Forest Ecology and Management* 276:196–208.
- Pan Y., R. Birdsey, J. Hom, K. McCullough, K. Clark. 2006. Improved estimates of net primary productivity from modis satellite data at regional and local scales. *Ecological Applications* 16:125–132.
- Vargas R. 2012. Fluxes and Variance in a Tropical Forest. *Environmental Research Letters* 7:035704.



## 1.24 The App SOC + a tool to estimate or/and calculate organic carbon in the soil profile

**Bautista Francisco**<sup>1,2</sup>; García Eduardo<sup>3</sup> y Gallegos Ángeles<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro S/N, Morelia Michoacán, México. Autor para correspondencia: leptosol@ciga.unam.mx*

<sup>2</sup>*Centro de Biología y Edafología Aplicada del Segura, CSIC; Murcia, España.*

<sup>3</sup>*Scientific Knowledge In Use (Skiu).*

### Abstract

In the world, researchers are working very intensively in the development of soil organic carbon (SOC) inventories. The soil organic carbon is very important because it is the largest store or reservoir of carbon in terrestrial ecosystems. Maintaining and increasing soil carbon is an option to reduce the amounts of CO<sub>2</sub> into the atmosphere and thereby reduce or mitigate climate change. The SOC is now a topic of great interest so it is recommended to know the amount of SOC along the profile to select and evaluate those areas that should be preserved. The aims of make the SOC App were eliminate the calculate errors of SOC and to make a tool to estimate SOC in field. The common units of measurement of soil properties were employed: bulk density in mg ml<sup>-1</sup>; horizon thickness in centimeters; stoniness and organic carbon in percentage. The App COS was developed in android platform. The App SOC has a process in three steps: introduction of soil properties; calculate SOC to horizon and soil profile; and conversion of units using international and English systems. As results, you will no longer be confused with conversions units using App "SOC beta", with the App "SOC plus" you can now calculate or/and estimate the soil organic carbon because it has instructions (aids) to estimate the soil properties necessary to calculate the SOC in the soil profile. You can save time in the calculation of SOC. The App "SOC plus" is a tool for diagnosis in the field.

**Key words:** carbon stock, soil carbon content, Android application.

### Resumen

A nivel mundial se trabaja intensamente en la elaboración de los inventarios de carbono edáfico debido a su relación con los gases de invernadero y por consiguiente con el cambio climático global, ya que el suelo es un reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres. Aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y conservar el que ya hay permitiría disminuir el contenido de dióxido de carbono en la atmosfera, por ello el conocimiento del COS es un criterio base para definir zonas de conservación, incluso para identificar predios elegibles para el pago por servicios ambientales. Los objetivos de la creación de la App COS fueron: a) disminuir los cálculos erróneos del COS; y b) realizar estimaciones de COS en campo. Para calcular el COS con la App se utilizan las siguientes propiedades del perfil de suelo: pedregosidad (%), densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>), espesor de los horizontes (cm) y carbono orgánico (%). La programación se realizó en la plataforma Android. La función de la App consiste en tres pasos: Ingreso de las propiedades del suelo; Cálculo de contenido de COS por horizonte; y la transformación de unidades de expresión del COS tanto en el sistema internacional como en el sistema inglés. La App COS facilita el cálculo del COS (versión Beta) mediante cálculos rápidos y fáciles de interpretar. La App COS+ además contiene ayudas para estimar la densidad aparente, el porcentaje de pedregosidad y el porcentaje de carbono con lo cual es posible estimar el COS en campo.

**Palabras clave:** inventario de carbono, contenido de carbono en suelos, aplicación Android.

## Introduction

Intensive work is developed at a global, national and local level to elaborate the inventories of soil carbon due to its relation to the global climate change. Soil carbon is considered the largest carbon store of the terrestrial ecosystems (Álvarez *et al.*, 2012). At a local level, areas of interest for the conservation may appear such as the Natural Protected Areas, the National Parks and the Biosphere Reserves. These areas are valued because of the environmental services they offer to the society. The payment for these environmental services, among which the fixation of organic carbon stands out, is planned in some of these places (Pérez *et al.*, 2013).

The study of soil organic carbon is now a subject of great interest that is why it is recommendable to know the amount of soil organic carbon throughout the soil profile to select and value the areas that must be preserved.

Normally miscalculations are shown in scientific meetings due to the unfortunate selection of the properties of the soil that is being measured, to the way of expressing them with inappropriate units and to miscalculations. Besides, the number of professionals who are not edaphologists interested in the measurement of SOC grows day by day.

The reasons to create the SOC App are: a) normally miscalculations are shown in scientific meetings due to the unfortunate selection of the properties of the soil that is being measured, to the way of expressing them with inappropriate units and to miscalculations; b) the number of professionals who are not edaphologists interested in the measurement of SOC grows day by day; and c) the need to perform rapid field estimations.

The aims behind the creation of the SOC App are: a) to decrease the miscalculations due to the unfortunate selection of the properties of the soil, the application of the wrong equation and the inappropriate units, in which the results are expressed; b) to offer the professionals who are not edaphologists a tool to measure the SOC; and c) to perform rapid field estimations.

## Materials and methods

### *App Design and Development Platform*

The SOC App is an application designed for the estimation of soil organic carbon from its edaphic properties. This App is compatible with all mobile devices with an Android V 4.0 or the latest operating system. In order to create the SOC App we used: a) SDK, the software developer tool for Android and b) IDE Eclipse as an integrated development environment. Both are open access tools. Interfaces were designed to allow compatibility with resolution in *smartphones* and *tablets* of 7" and 10" (Canos *et al.*, 2003).

### *Soil Organic Carbon Calculation*

In order to calculate the soil organic carbon (SOC) the formula 1 is applied.

$$SOC = \sum_{horizon=i}^{horizon=n} [(BD_i * TH_i * [1 - \frac{CR_i}{100}]) * C_i] * 100 \quad (1)$$

where,  $SOC [t ha^{-1}]$ : organic carbon full profile,  $BD_i [Mg m^{-3}]$ : Bulk density of the horizon I,  $TH_i [m]$ : Thickness of the horizon i in cm,  $CR_i [Vol. \%]$ : Volume of coarse material of the horizon I,  $C_i [\%]$ : percentage of organic carbon horizon i.



The SOC+ App includes a simplified formula, in which the soil properties are shown in the common units in use.

The SOC+ App makes it possible to calculate the organic carbon in an easy and rapid way. It is also possible to carry out estimations of the quantity of organic carbon by using the soil profile description on the field (it includes options for the estimation of the bulk density, stoniness and organic carbon on the field).

### *Bulk Density Estimation*

The bulk density is measured with a cylinder of a known volume which is inserted in each horizon, is the dried and weighed right after (FAO, 2006). When the horizon has a reduced thickness or the horizon is too compact to insert the cylinder properly, it is possible to measure the soil density by the means of the aggregate density by using the clod method (Gandoy, 1991; NOM, 2003). In non-aggregated soils it is recommendable the core method (Gandoy, 1991).

In stony soils, such as the ones on the Yucatán Peninsula, which have high carbon content in fine earth but, at the same time, have scarce fine earth is necessary to measure the bulk density by digging a hole in the soil and collecting fine earth, thick fragments and afterwards measuring the volume by lining a plastic and by filling it with water, or, by using the core method.

The key from Table 1 is used in order to make the bulk density estimation on the field.

**Table 1.** Guidelines to estimate bulk density (FAO, 2006).

<b>Observation</b>	<b>Frequent ped shape</b>	<b>Bulk density (g ml<sup>-1</sup>)</b>
Sandy, silty and loamy soils with low clay content		
Many pores, moist materials drop easily out of the auger; materials with andic properties.	Granular	<0.9
Sample disintegrates at the instant of sampling, many pores visible on the pit wall.	Single grain or granular	0.9–1.2
Sample disintegrates into numerous fragments after application of weak pressure.	Single grain, subangular or angular blocky	1.2–1.4
Knife can be pushed into the moist soil with weak pressure, sample disintegrates into few fragments, which may be further divided.	Subangular and angular blocky, prismatic or platy	1.4–1.6
Knife penetrates only 1–2 cm into the moist soil, some effort required, sample disintegrates into few fragments, which cannot be subdivided further.	Prismatic, platy or angular blocky	1.6–1.8
Very large pressure necessary to force knife into the soil, no further disintegration of sample.	Prismatic	>1.8
Loamy soils with high clay content, clayey soils		
When dropped, sample disintegrates into numerous fragments, further disintegration of subfragments after application of weak pressure.	Angular blocky	1.0–1.2
When dropped, sample disintegrates into few fragments, further disintegration of subfragments after application of mild pressure.	Angular blocky, prismatic, platy or columnar	1.2–1.4
Sample remains mostly intact when dropped, further disintegration possible after application of large pressure.	Coherent, prismatic, platy, columnar, angular blocky or wedge-shaped	1.4–1.6
Sample remains intact when dropped, no further disintegration after application of very large pressure.	Coherent, prismatic, columnar or wedge-shaped	>1.6

Note: If organic matter content is >2%, bulk density has to be reduced by 0.03 kg dm<sup>-3</sup> for each 1% increment in organic matter content.

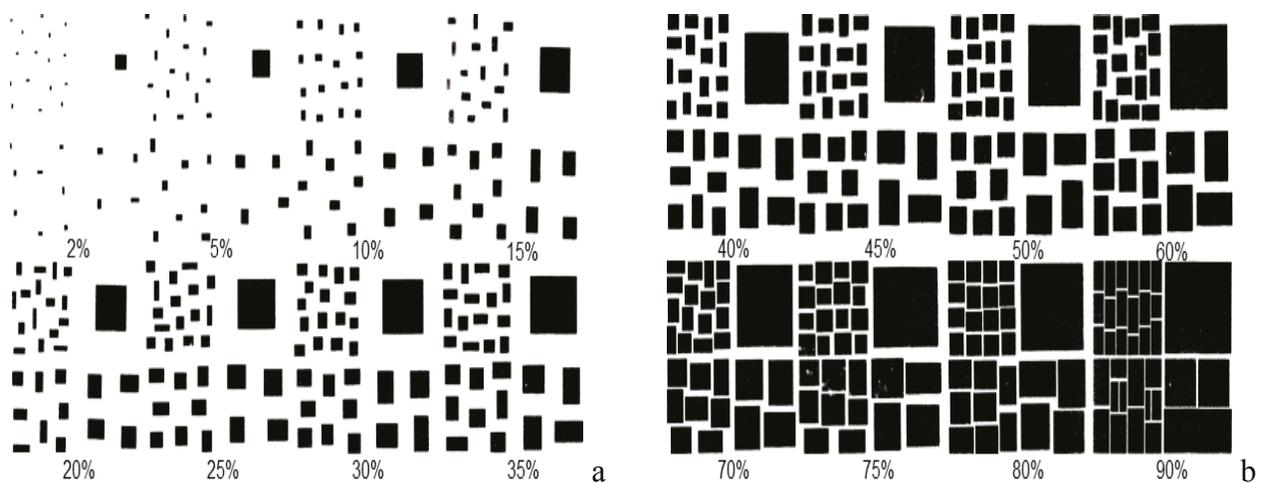
### Horizon Thickness Measurement

A measuring tape is used in order to obtain a horizon thickness measurement. The difficulty in the process appears when the boundary between the horizons is wavy, irregular or broken. In these cases the average depth between the horizons must be registered.

The thickness is measured in centimetres but it must be expressed in metres to apply it to the formula in order to estimate the amount of carbon

### Stoniness or Thick Fragments Volume

The estimation of the stone fragments volume, also called stoniness, can be carried out by comparison to the Figure 1 (USDA, 2012). The estimation of this parameter is carried out horizon by horizon. It is recommendable to work with a known surface (*e.g.*, 100 cm<sup>2</sup>) using a cord that would be adaptable to the different horizon thickness.



**Figure 1.** Images to estimate: a) stoniness percentage in volume, b) percentage in volume stoniness.

### Soil Organic Carbon

In order to measure the soil organic carbon in fine earth (sieved through a 2 mm mesh) various methods are suitable. The common method is the wet oxidation method in an acid potassium dichromate solution; the reaction mixture temperature rises and a 70% of the soil organic carbon is recovered (Nelson and Sommers, 1982.)

The method of wet oxidation with potassium dichromate may be more efficient if external heat is applied to the reaction, since the 100% of organic carbon will oxidise (Nelson and Sommers, 1982).

The most recommended method is the use of an auto-analysis equipment for total organic carbon; by the means of this equipment an oxidation by combustion is carried out, the gases filter up and the CO<sub>2</sub> is measured. The 100% of the soil organic carbon is recovered with the use of this method.

There are other methods to quantify the soil organic carbon by the means of UV and infrared. Nevertheless they are not frequently used. In soils with inorganic carbon, the elimination of the same must be taken into account. It will be carried out with some acid that will not interfere with the analysis method applied later.

The organic soil can be estimated on the field by using the guide in Table 2.

**Table 2.** Guidelines to estimate soil organic carbon (FAO, 2006).

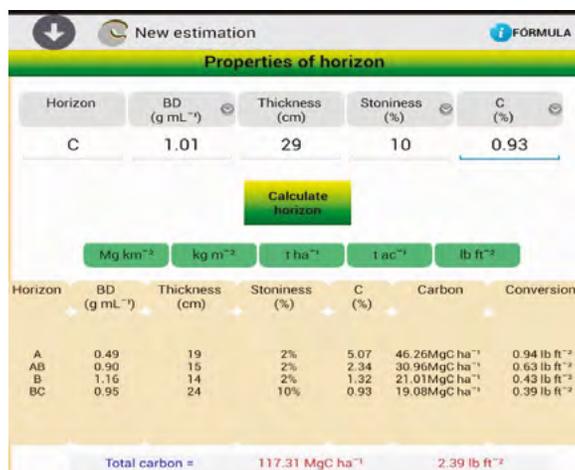
Colour	Munsell value	Moist soil			Dry soil				
		S	LS, SL, L	SiL, Si, SiCL, CL, SCL, SC, SiC, C	S	LS, SL, L	SiL, Si, SiCL, CL, SCL, SC, SiC, C		
									(%)
Light grey	7				<0.3	<0.5	<0.6		
Light grey	6.5				0.3–0.6	0.5–0.8	0.6–1.2		
Grey	6				0.6–1	0.8–1.2	1.2–2		
Grey	5.5			<0.3	1–1.5	1.2–2	2–3		
Grey	5	<0.3	<0.4	0.3–0.6	1.5–2	2–4	3–4		
Dark grey	4.5	0.3–0.6	0.4–0.6	0.6–0.9	2–3	4–6	4–6		
Dark grey	4	0.6–0.9	0.6–1	0.9–1.5	3–5	6–9	6–9		
Black grey	3.5	0.9–1.5	1–2	1.5–3	5–8	9–15	9–15		
Black grey	3	1.5–3	2–4	3–5	8–12	>15	>15		
Black	2.5	3–6	>4	>5	>12				
Black	2	>6							

Note: If chroma is 3.5–6, add 0.5 to value; if chroma is >6, add 1.0 to value. S: Sand; LS: Loamy sand; SL: Sandy loam; L: Loam; SiL: Silt loam; Si: Silt; SiCL: Silt clay loam; CL: Clay loam; SCL: Sandy clay loam; SC: Sandy clay; SiC: Silt clay; C: Clay. Adapted from Schlichting, Blume and Stahr, 1995.

## Results and discussion

### App Functions

Both in SOC BETA and in SOC+, click first on the App logo (new estimation) and insert the horizon key; subsequently introduce the bulk density in  $\text{g mL}^{-1}$ ; the horizon thickness in cm; the stone volume or thick fragments in percentage (0 to 100); and, finally, the soil organic carbon in fine earth (sieved through a 2 mm mesh) expressed in percentage. Afterwards click in "calculate horizon" which will be calculated in SOC and expressed in  $\text{Mg C ha}^{-1}$ . Later, introduce the horizon data (Figure 2). The total organic carbon in the soil profile appears at the bottom of the screen. Once the total SOC calculations are completed, it is possible to transform the units if necessary (Figure 2).


**Figure 2.** An example of use the App SOC.

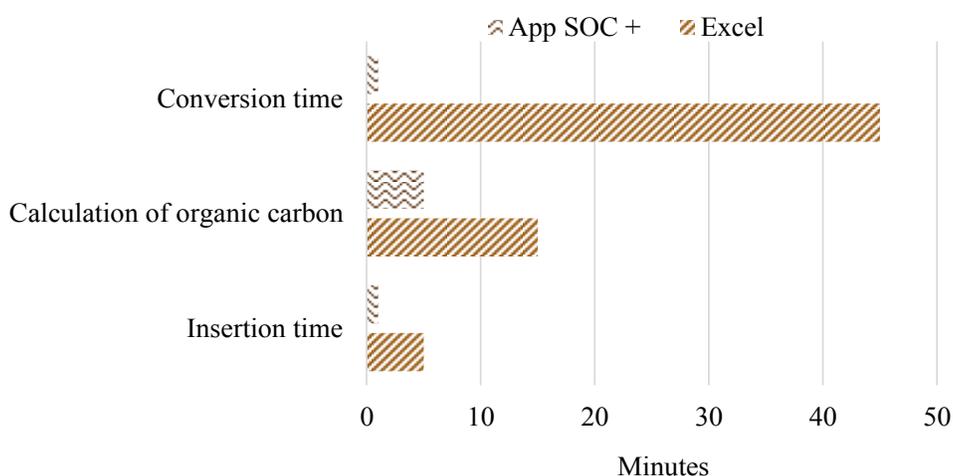
It is possible to estimate the content of the soil organic carbon by using the functions to estimate the bulk density and organic carbon with tables. Besides, it is possible to obtain graphics from the carbon content throughout the profile and compare them with organic carbon content of some soil groups provided by the WRB (FAO, 2002).

There is no similar tool to compare the SOC App's efficiency with.

### Quick Calculation

The SOC App carries out accurate calculation and it shows a rapid performance of all its functions. By comparison, an experienced technician needs 70 min. to calculate one profile of five horizons with Excel; however, with SOC+ App the calculations are quickly finished in only 7 min. (Figure 3). Since the work time on the field is expensive, this difference in minutes is very valuable.

The App is designed with to behave as a field tool, with which calculations and estimations can be done quickly and reliably.



**Figure 3.** Calculate time of soil organic carbon using the App SOC and excel.

**Table 3.** Functions of the two versions of the App SOC.

Characteristics	SOC BETA	SOC +
		
Simplifying the equation for calculating soil organic carbon	X	X
Unit conversion using the international system and the English system	X	X
Aid for estimating bulk density		X
Aid for estimating stoniness		X
Aid for estimating organic carbon		X
Graph organic carbon in the soil profile		X
Graph organic carbon in the soil profile compared to other soil groups according to the WRB		X



## Conclusions

We have now a tool with the possibility to be used on the field, which allows the fulfilment of a rapid diagnosis of the content of organic carbon in the soil profile with common measure units applied on the field; eliminates possible mistakes when calculating or applying formulas; and acts rapidly.

The knowledge on the content of the organic carbon in the soil profile is of primary importance to link the soil usage with its environmental functions within the ecosystem or landscape and with other ecosystems and nearby landscapes.

## Acknowledgements

FBZ would like to thanks DGAPA, Universidad Nacional Autónoma de México for the financial support to his sabbatical stay in CEBAS, CSIC.

## Bibliography

- Álvarez G., P. Krasilnikov, N. E. García-Calderón. 2012. Vertical distribution and soil organic matter composition in a montane cloud forest, Oaxaca, Mexico. *European Journal of Forest Research* 6:1643-1651.
- Canos J., P. Letelier, M. Penadés. 2003. Metodologías Ágiles en el Desarrollo de Software. *In* T. Letelier, P. L. Emilio, A. Sánchez (eds). *Metodologías Ágiles en el Desarrollo de Software*. Alicante, España: Grupo ISSI. pp. 1–8.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Food and Agriculture Organization. Roma. 61 pp.
- FAO. 2006. Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization. 4<sup>th</sup> Edition. Roma. 97 pp.
- Gandoy B. W. 1991. Manual de laboratorio para el manejo físico de suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Chapingo, México.
- Nelson D. W., L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In*: Page, A.L., R.H. Miller, and D. R. Keeney. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI. pp. 535-577.
- NOM. 2003. NOM-023-SEMARNAT-2001. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México. 73 pp.
- Pérez S., I. Ramírez, F. Bautista, P. Jaramillo. 2013. Effects of forest management regimes on soil organic carbon content: central mountains of Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19:157-173.
- USDA. 2012. Field book for description and sampling soils, Version 3.0. U.S. Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska.

## 1.25 Soil & Environment: un software para calcular el carbono orgánico del suelo y para escenarios de erosión y pérdida de carbono orgánico

Gallegos Ángeles<sup>1,2</sup> y Bautista Francisco<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua carretera a Patzcuaro SN, Morelia Michoacán, México. Autor para correspondencia: leptosol@ciga.unam.mx

<sup>2</sup>Scientific Knowledge In Use (Skiu).

<sup>3</sup>Centro de Biología y Edafología Aplicada del Segura, CSIC. Murcia, España.

### Resumen

El estudio del carbono orgánico del suelo por su relación con la fertilidad, el cambio climático y el pago por servicios ambientales es en la actualidad uno de los principales temas de interés a nivel internacional. La capacidad del suelo para actuar como reservorio de carbono orgánico depende de sus propiedades, uso y manejo. Por otro lado; es común encontrar cálculos de carbono erróneos debido a imprecisiones en la selección de las propiedades del suelo a medir y a la utilización de unidades inadecuadas. El objetivo de este trabajo fue la elaboración de un software para el manejo de grandes volúmenes de información para calcular el contenido de carbono orgánico del suelo. Las herramientas utilizadas para su desarrollo son: Eclipse como interfaz de programación, Derby como sistema de gestión de base de datos y Java como lenguaje de programación. Las variables de entrada fueron: volumen de fragmentos gruesos (%), espesor de los horizontes (cm), densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) y contenido de carbono orgánico del suelo (%) por cada horizonte del perfil del suelo. El software multiplataforma *Soil & Environment* (S&E) es una herramienta útil para eliminar errores y aumentar la fiabilidad en los cálculos del contenido de carbono, proporciona una interfaz amigable al usuario, una base de datos de propiedades del perfil de suelo y gráficas para la interpretación de los resultados. S&E expresa el contenido de carbono orgánico del suelo en  $\text{t ha}^{-1}$  y permite estimar su valor simulando la pérdida de horizontes por degradación del suelo.

**Palabras clave:** propiedades del suelo, retención de carbono, sistema informático.

### Abstract

The study of soil organic carbon by its relationship to fertility, climate change and payment for environmental services is currently one of the main topics of interest international. The ability of a soil to act as a reservoir of organic carbon depends on its properties, use and management. Furthermore; is common to find erroneous calculations of carbon due to inaccuracies in selection of the soil properties to be measured and the use of inadequate units. The aim of this work was the development of software for managing large volumes of information to calculate the organic carbon content of the soil. The tools used for development are: Eclipse as a programming interface, Derby as management system database and Java as programming language. The input variables were: volume of coarse fragments (%), thickness of horizons (cm), bulk density ( $\text{g cm}^{-3}$ ) and organic carbon content of the soil (%) for each horizon of the soil profile. Soil & Environment (S&E) is software useful for debugging and increase reliability in the calculations of carbon, this tool provides a graphical user-friendly interface, a database of properties of the soil profile and an interpretation results. The software allows expressing the content of soil organic carbon in  $\text{t ha}^{-1}$ . S & E to estimate the carbon content simulating the horizons loss by soil degradation.

**Key words:** soil properties, carbon sequestration, computer system.

## Introducción

Ante la crisis ambiental global en los últimos años se han reconocido las funciones ambientales de los suelos además de sus funciones productivas (Blum y Santelises., 1994; Gallegos-Tavera *et al.*, 2014; Lehmann *et al.*, 2008; Lehmann y Stahr, 2010). Esta situación ha permitido el reconocimiento de la necesidad de saber que afectaciones al ambiente se fomentan al utilizar y/o modificar las propiedades de los suelos. Se está transitando el concepto de uso de la capa arable del suelo al entendimiento de las relaciones del suelo con los elementos del ecosistema que forma parte y con los ecosistemas vecinos.

En todo el mundo se trabaja de manera intensa en la elaboración de los inventarios de carbono en los suelos y México no es la excepción (Etchevers, 2012). Una de las funciones ambientales de los suelos es el almacenaje de carbono orgánico, se sabe que el suelo es el reservorio de carbono orgánico más importante en los ecosistemas terrestres y que es de capital importancia propiciar su conservación y aumentar su contenido a lo largo del perfil del suelo ya que de esta manera se podrían disminuir los gases de invernadero.

También se trabaja en la elaboración de modelos que permitan predecir si las cantidades de carbono orgánico cambiarían por los cambios en el clima (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015); en la evaluación de los suelos como almacenes de carbono (Gallegos-Tavera *et al.*, 2014; Pérez *et al.*, 2013) y por el manejo de los suelos (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015; Pérez *et al.*, 2013). Se sabe que la capacidad de un suelo para actuar como reservorio de carbono orgánico depende de sus propiedades intrínsecas (protección química y física de la materia orgánica mediante la agregación, pH, CIC así como de factores externos, como el clima, vegetación (cantidad y calidad del recurso) y manejo (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015).

Se hace necesario analizar la información edafológica histórica así como la información edafológica de reciente generación para elaborar los inventarios de carbono que permitan conocer lo que ha sucedido y lo que podría suceder en el futuro cercano por la degradación del suelo y su consecuente pérdida de sus funciones ambientales y su repercusión al interior del ecosistema y de los ecosistemas vecinos.

Por otro lado; es común encontrar errores de cálculo del carbono orgánico debido a imprecisiones en la selección de las propiedades del suelo a medir; y a la utilización de unidades inadecuadas en la aplicación de las ecuaciones. Existe software como *Carbon Stock* (Bautista y Gallegos, 2012) y *Assofu* (Gallegos-Tavera *et al.*, 2014) con los cuales se pueden realizar los cálculos del carbono orgánico en el perfil del suelo; sin embargo, el software no es multiplataforma lo cual restringe su empleo en diversas partes del mundo y solo funciona en *Windows XP*. También existen las *App* para *Smartphone* SOC BETA (Bautista *et al.*, 2015) y SOC+ (Bautista *et al.*, 2015) pero con éstas los cálculos del carbono orgánico del suelo son de un perfil a la vez.

El objetivo de este trabajo fue la elaboración de un software para hacer más eficiente el cálculo del contenido de carbono orgánico en el perfil del suelo para el manejo de grandes volúmenes de información.

## Materiales y métodos

### *Desarrollo del software*

El software S&E se diseñó y desarrolló considerando la Norma Mexicana de Tecnología de Información y Procesos de vida del software NMX-I-045-NYCE-2005, consiste de las siguientes etapas: a) instrumentación del proceso; b) análisis de requisitos; c) diseño de la arquitectura; y d) codificación y pruebas (NYCE, 2005).

Las herramientas utilizadas para el desarrollo del software fueron: Eclipse como interfaz de programación (Eclipse Foundation, 2015), Derby como sistema de gestión de base de datos (Oracle, 2014) y Java como lenguaje de programación (Oracle, 2014).

Para el estudio de caso se utilizaron perfiles de suelos que se localizaron en la reserva de la biosfera “Sierra Gorda” del Estado de Guanajuato, México.

Las propiedades del suelo utilizadas en el cálculo del carbono orgánico y en las funciones de los suelos son: volumen de fragmentos gruesos (%) por comparación con cartas (USDA, 2012), espesor de los horizontes (dm), densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) mediante un cilindro de volumen conocido (Gandoy, 2006; NOM, 2003); contenido de carbono orgánico del suelo (%) por digestión ácida con calor externo (Nelson y Sommers, 1982); análisis del tamaño de partículas (Gandoy, 2006); y la capacidad de campo por la olla de presión por cada horizonte del perfil del suelo. La fórmula 1 se utilizó para calcular el carbono orgánico del suelo (SOC) (Gallegos-Tavera *et al.*, 2014).

$$\text{SOC} = \sum_{\text{horizonte}=i}^{\text{horizonte}=n} \left( (BD_i * TH_i * [1 - \frac{CR_i}{100}]) * C_i \right) * 100 \quad (1)$$

donde,  $SOC [\text{t ha}^{-1}]$ : carbono orgánico del perfil completo de suelo;  $BD_i [\text{g/cm}^3]$ : densidad aparente del horizonte  $i$ ;  $TH_i [\text{dm}]$ : espesor de horizonte  $i$  en dm;  $CR_i [\text{Vol. \%}]$ : volumen de fragmentos gruesos del horizonte  $i$ ; y  $C_i [\%]$ : porcentaje de carbono orgánico del horizonte  $i$ .

La ecuación se simplificó para facilitar su aplicación, de esta manera, se emplearon las variables de entrada en las unidades comúnmente utilizadas, densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ); espesor del horizonte en dm; y pedregosidad en porcentaje.

Dos perfiles de suelo sirvieron como estudio de caso para realizar el cálculo del carbono orgánico en el perfil del suelo y para simular la pérdida del carbono orgánico por erosión considerando la pérdida completa del horizonte A y la pérdida del horizonte A más la mitad del B. Con esta simulación de pérdida de suelo se estimó de nuevo el contenido de carbono orgánico y otras propiedades de los suelos como la capacidad de campo, la cantidad de tierra fina y la capacidad de aireación.

## Resultados

### *Diseño del software*

La interfaz de captura (Figura 1) recibe los datos del perfil de suelo y la información del sitio, interactúa directamente con la base de datos mediante la operación de almacenamiento y con el documento .xls que contenga la información recopilada por el usuario cargándola automáticamente, esta interfaz permite recopilar para almacenar la información edafo-ecológica del sitio y del perfil incluyendo fotografías y figuras. Esta interfaz incluye cuadros de texto para que el usuario modifique la información si es necesario, el uso de tablas, de paneles y pestañas le da un orden a la información que favorecerá su interpretación.

La interfaz de la evaluación edafo-ecológica (Figura 2) muestra las propiedades físicas y químicas estimadas para el perfil de suelo, tiene interacción con la interfaz de captura, ya que de esta obtendrá las propiedades de campo y de laboratorio para las estimaciones. Para mostrar la información se utilizan tablas, ya que favorece el entendimiento del orden de los horizontes de suelo y de las propiedades asociadas a cada uno. Para las evaluaciones totales del perfil, el usuario no podrá cambiar los resultados de estos cálculos.

La consulta (Figura 3 y Figura 4) muestra los datos del perfil de suelo, de la evaluación edafo-ecológica y de las evaluaciones ambientales, tiene interacción con la base de datos ya que a través de esta interfaz se realiza la actualización de la información. Permite conjuntar toda la información edafo-ecológica para la clasificación de los suelos, se utilizan tablas y cuadros de texto deshabilitados para

mostrar la información, solo al activar la opción de actualizar se habilitarán para que el usuario modifique la información, las pestañas se incluyen para separar y ordenar la información de cada evaluación y de las propiedades capturadas por horizonte (datos de campo, de laboratorio o estimados).

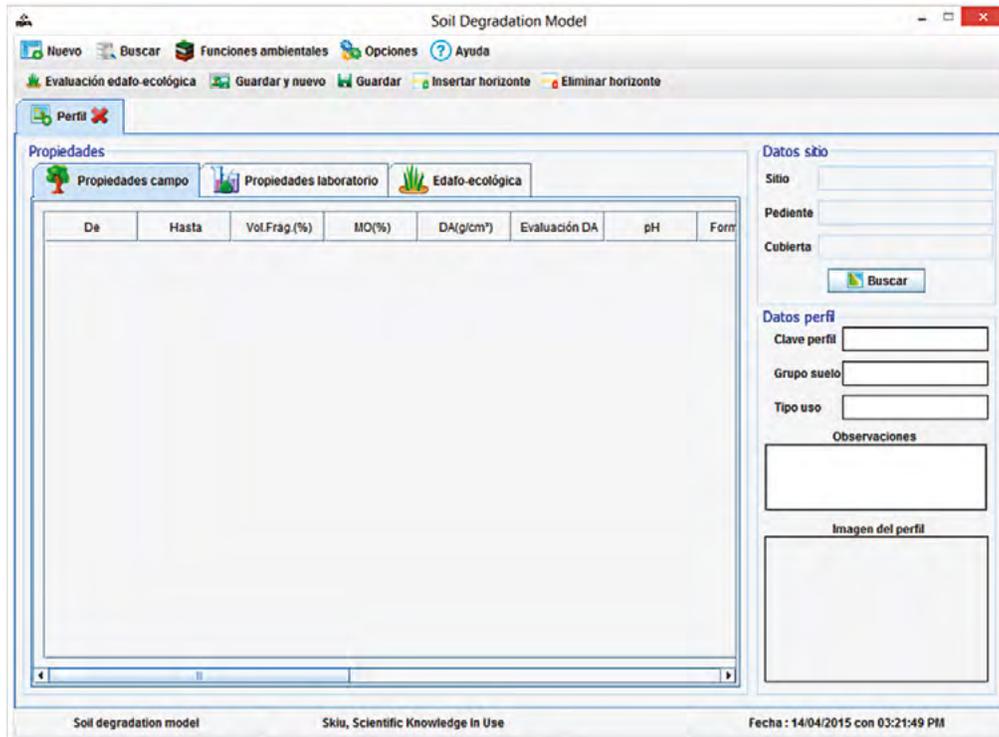


Figura 1. Interfaz de captura de la información del sitio y horizontes del perfil.

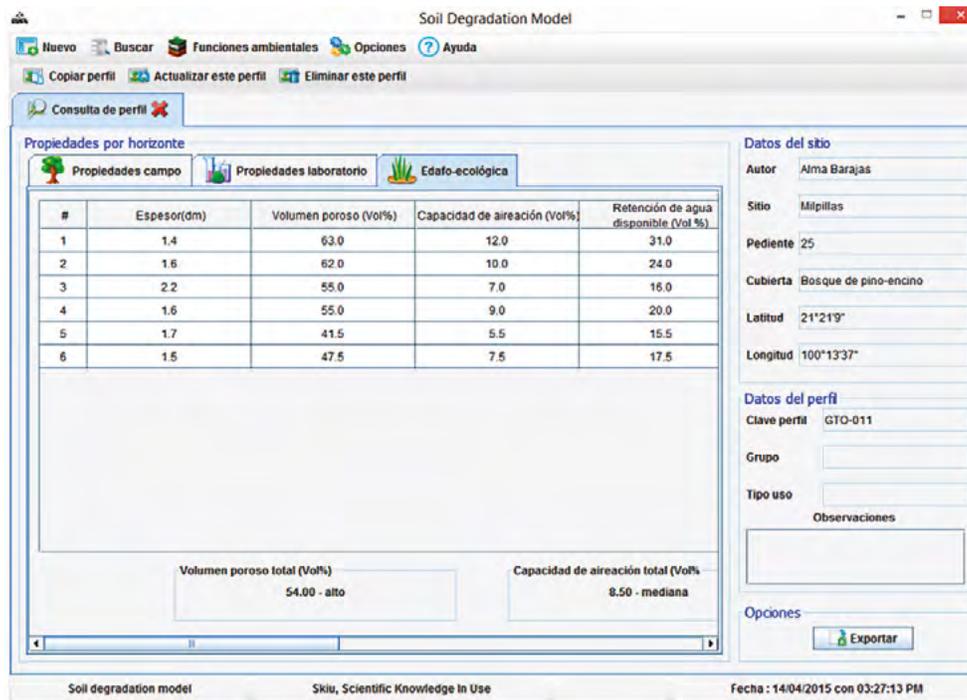


Figura 2. Interfaz de la evaluación edafo-ecológica.

Soil Degradation Model

Nuevo Buscar Funciones ambientales Opciones Ayuda

Copiar perfil Actualizar este perfil Eliminar este perfil

Consulta de perfil

Propiedades por horizonte

Propiedades campo Propiedades laboratorio Edafología-ecológica

#	De	Hasta	Vol.Frag (%)	MO (%)	DA (g/cm <sup>3</sup> )	Evaluación DA	pH
1	0	14	2	6.19	0.74	baja	7.87
2	14	30	2	5.51	1.03	baja	7.00
3	30	52	5	4.57	1.45	mediana	6.42
4	52	68	5	4.57	1.25	mediana	5.26
5	68	85	5	3.77	1.59	alta	5.07
6	85	100	20	3.09	1.33	mediana	5.00

Datos del sitio

Autor Alma Barajas

Sitio Milpillas

Pendiente 25

Cubierta Bosque de pino-encino

Latitud 21°21'9"

Longitud 100°13'37"

Datos del perfil

Clave perfil GTO-011

Grupo

Tipo uso

Observaciones

Opciones

Exportar

Soil degradation model Skiu, Scientific Knowledge In Use Fecha: 14/04/2015 con 03:31:34 PM

Figura 3. Interfaz de consulta de datos.

Soil Degradation Model

Nuevo Buscar Funciones ambientales Opciones Ayuda

Funciones ambientales

Evaluación de las funciones

- Vida humana
- Flora y fauna
- Ciclo agua
- Ciclo nutrientes
- Metales pesados
- Medio de transformación
- Alimentos y biomasa
- Archivo natural
- Archivo cultural
- Filtración e infiltración
- Carbono orgánico
- Busqueda general
- Graficas

Carbono orgánico

Cálculos

No.	Carbono orgánico (Mg/ha)
1	36.43
2	51.65

Carbono orgánico del perfil completo (Mg/ha):  
303.55

Resultado de la evaluación

La aptitud del suelo para desempeñar esta función es:  
**No evaluada**

La restricción de uso de este suelo para la función es:  
**No evaluada**

Comentarios

Datos del sitio

Autor Alma Barajas

Sitio Milpillas

Pendiente 25

Cubierta Bosque de pino-encino

Latitud 21°21'9"

Longitud 100°13'37"

Datos del perfil

Clave perfil GTO-011

Grupo

Observaciones

Opciones

Exportar

Soil degradation model Skiu, Scientific Knowledge In Use Fecha: 14/04/2015 con 03:46:39 PM

Figura 4. Interfaz de consulta de la evaluación de las funciones ambientales.

**Cuadro 1.** Contenido de carbono orgánico por horizontes de los perfiles GTO-011 y GTO-012.

Perfil GTO-011		
Profundidad	Horizonte	CO (t ha <sup>-1</sup> )
0-14	Ah	36.43
14-30	A	51.65
30-52	B	80.37
52-68	Bt	50.39
68-85	Bt2	56.08
85-100	BC	28.63

Las interfaces de las evaluaciones de las funciones ambientales interactúan con la interfaz de consulta, específicamente con la pestaña de evaluación edafo-ecológica.

Las bases de datos se diseñan a partir de un modelo relacional. Este modelo describe detalladamente los campos y relaciones de las tablas que forman la base de datos del software.

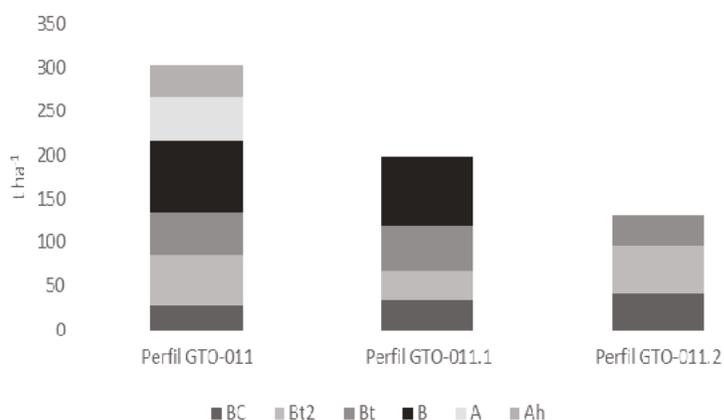
El software multiplataforma S&E es una herramienta útil para eliminar errores y aumentar la fiabilidad en los cálculos del contenido de carbono, proporciona una interfaz amigable al usuario, una base de datos de propiedades del perfil de suelo y gráficas para la interpretación de los resultados. El software S&E permite expresar el contenido de carbono orgánico del suelo en: t ha<sup>-1</sup>.

### Estudio de caso

Con el software es posible conocer el contenido de carbono orgánico en el perfil completo así como estimar la cantidad de carbono orgánico que se perdería por erosión del suelo de acuerdo a escenarios de degradación realizados con base en observaciones de campo o mediante estimaciones.

La observación del perfil completo permite acabar con la idea de que el mayor contenido de carbono orgánico se encuentra en la capa arable cosa que no siempre ocurre, como en el caso del perfil GTO-011 (Cuadro 1).

Los escenarios de degradación del suelo (Figura 5) pueden ser de utilidad para el mejoramiento de la comunicación con autoridades o productores sobre la cantidad de carbono orgánico que se pierde con los diversos escenarios de degradación por erosión y para que de esta manera se tomen decisiones de manejo de la tierra más informadas.


**Figura 5.** Gráficas de carbono orgánico en t ha<sup>-1</sup> por perfil y por horizonte con escenarios de degradación por pérdida de horizontes por erosión del perfil GTO-011.

## Discusión

A diferencia de la App COS+ (Bautista *et al.*, este volumen) con la que también se pueden hacer los cálculos del contenido de carbono orgánico en el perfil del suelo, con el software S&E se pueden trabajar de manera más ágil un gran número de perfiles en un menor tiempo. Adicionalmente se pueden hacer los escenarios de degradación por erosión del suelo y la estimación de otras funciones de los suelos.

Los principales errores en el cálculo del carbono orgánico del suelo se presentan por las siguientes razones: a) los mapas digitales de suelos consideran una profundidad de suelo que muchas veces no se llega a tener como en el caso de las zonas de karst (Gardi *et al.*, 2013; USDA, 2013); b) la falta de datos sobre la densidad aparente como en el caso de México ante lo cual se propone hacer las estimaciones de la densidad aparente mediante funciones de pedotransferencia (Hollis *et al.*, 2012); c) la falta de valores del volumen de los fragmentos gruesos ya que esto resta una cantidad muy importante al contenido de carbono orgánico en el caso de suelos con calificadores *Skeletal* y *Hyperskeletal* (Gardi *et al.*, 2013; Segura-Castruita *et al.*, 2005) salvo que los suelos no los contengan (Carvajal *et al.*, 2009).

A diferencia de otros softwares como Microleis y Assofu (Gallegos-Tavera *et al.*, 2014); App COS+ (Bautista *et al.*, 2015); y modelos de evaluación (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015), el software S&E es un herramienta que requiere para su funcionamiento un pequeño grupo de propiedades del suelo como espesor del horizonte, densidad aparente, porcentaje de fragmentos gruesos, textura, contenido de carbono orgánico y la capacidad de campo por cada horizonte del perfil del suelo con las cuales es posible evaluar las funciones ambientales de los suelos, entre ellas, el almacenaje de carbono orgánico total. Sin embargo, a mayor simplificación o menor número de variables de entrada menor especificidad, S&E solo funciona para la elaboración de escenarios de degradación por erosión del suelo y no para escenarios de degradación por el cambio climático como CarboSoil (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015).

## Conclusiones

El software S&E es una herramienta que permitirá calcular el contenido de carbono orgánico del suelo sin posibilidad de equivocarse debido a que requieren un conjunto de datos mínimo indispensable para realizar un cálculo acertado. Además con el software S&E se podrá cuantificar el contenido de carbono orgánico perdido por erosión del suelo así como también se podrá estimar de manera cuantitativa la pérdida de las funciones ambientales de los suelos.

## Agradecimientos

FBZ agradece a la DGAPA, Universidad Nacional Autónoma de México por el apoyo financiero para su estancia sabática en el CEBAS, CSIC.

## Bibliografía

- Bautista F., A. Gallegos. 2012. El software “Carbon Stock” para la estimación del carbono orgánico del suelo. *En: Dinámica del carbono en el suelo 2012*. Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds). Programa Mexicano del Carbono, México. pp: 12-15.
- Bautista F., E. García., A. Gallegos. 2015. App COS BETA. <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.COS.beta> (Consulta: abril 24, 2015).
- Blum W., A. Santelises. 1994. A concept of sustainability and resilience based on soil functions. *In: Greenland, D. J., I. Szabolcs (eds). Soil resilience and sustainable land use*. Wallingford, UK: CAB International. pp. 535–542.



- Carvajal A. F., A. Feijoo, H. Quintero, M. Rondón. 2009. Carbono orgánico del suelo en diferentes usos del terreno de paisajes andinos colombianos. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal* 9:222-235
- Eclipse Foundation. 2015. IDE Eclipse. <https://eclipse.org/> (Consulta: noviembre 18, 2014).
- Etchevers J. 2012. Estado actual de la investigación de los almacenes de carbono en México. *En: Programa Mexicano del Carbono*. pp. 27-36.
- Gallegos-Tavera A., F. Bautista, O. Álvarez. 2014. Software para la evaluación de las funciones ambientales de los suelos (Assofu). *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20:237-249.
- Gandoy B. W. 2006. Manual de laboratorio para el manejo físico de suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Chapingo, México.
- Hollis J. M., J. Hannam, P. H. Bellamy. 2012. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science* 63:96-109.
- Lehmann A., K. Stahr. 2010. The potential of soil functions and planner-oriented soil evaluation to achieve sustainable land use. *Journal of Soils and Sediments* 10:1092-1102.
- Lehmann A., S. David, K. Stahr. 2008. Technique for Soil Evaluation and Categorization for Natural and Anthropogenic Soils. University of Hohenheim, Stuttgart.
- Muñoz-Rojas M., D. Luca, L. Ledda, R. Francaviglia. 2015. Application of CarboSoil model to predict the effects of Climate change on soil organic carbon stocks in agro-silvo-pastoral Mediterranean management systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2002:8-16.
- Nelson D. W., L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Page, A. L., R. H. Miller, D. R. Keeney. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.* pp 535-577.
- NOM. 2003. NOM-023-SEMARNAT-2001. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México. 73 pp.
- NYCE. 2005. NMX-I045/NYCE 2005 Tecnología de la Información -Software- Procesos del ciclo de vida del software. Normalización y Certificación Electrónica, México.
- Oracle. 2014. Uso de la base de base de datos Derby. <https://docs.oracle.com/cd/E19830-01/819-5893/gbx/bk/index.html> (Consulta: noviembre 18, 2014).
- Pérez S., I. Ramírez, F. Bautista, P. Jaramillo. 2013. Effects of forest management regimes on soil organic carbon content: central mountains of Mexico. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19:157-173.
- Segura-Castruita M. A., P. Sánchez-Guzmán, C. A. Ortiz-Solorio, M. C. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28
- USDA. 2012. Field book for description and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture. National Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska.
- USDA. 2013. Soil organic carbon map. U.S. Department of Agriculture. [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs142p2\\_051606.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051606.pdf)

## 1.26 Captura de Carbono en suelo, capa de fermentación y mantillo en Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca: estudio de la materia orgánica por FTIR

Castillo-Granada Lourdes<sup>2</sup>; Chavarría-Sánchez Ivonne<sup>1</sup>; Pompa-Arenas Luis A.<sup>1</sup>; Castillo-Chaires Irene<sup>1</sup> y Arteaga-Mejía Maricela<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Proyectos Ambientales, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Guelatao No. 66, Iztapalapa, Ejército de Oriente, CP 09230, D.F., México. Autor para correspondencia: lourdes\_c\_g@hotmail.com

<sup>2</sup>Laboratorio de Espectroscopía, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Guelatao No. 66, Iztapalapa, Ejército de Oriente, CP 09230, D.F., México.

### Resumen

Los bosques del mundo capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre. El objetivo fue estudiar la composición química de la materia orgánica de suelo, capa de fermentación y mantillo, en sitios con diferente uso de suelo. La zona de estudio se ubica en Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca, las muestras se recolectaron en: bosque de encino, bosque de pino, suelo de uso frutal, uso agrícola (maíz) y suelos erosionados. Se obtuvieron espectros en el infrarrojo de los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos extraídos de suelo, capa de fermentación y mantillo. Los resultados obtenidos sugieren que la presencia de grupos oxidados como ácidos carboxílicos, carboxilatos, ésteres y cetonas, así como estructuras aromáticas y alifáticas, es mayor en las muestras de suelo, mantillo y capa de fermentación en las muestras provenientes de suelos forestales. El suelo erosionado muestra la presencia de carbohidratos y aminoácidos, así como un contenido bajo de carbono orgánico total.

**Palabras clave:** ácidos húmicos, FTIR, captura de carbono.

### Abstract

Forests in the world capture and preserve more carbon than any other terrestrial ecosystem. The purpose of this project was to study the chemical composition of organic matter from ground, fermentation layer and humus, in locations with different soil use. The studied zone is located at Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca. Samples were collected in oak forest, oak and fruit trees forest, pine forest, oak and pine forest; agricultural crop, fruit trees and eroded soils. Infrared spectra were obtained for humic acids and fulvic acids, which were extracted from ground, fermentation layer and humus. Results obtained suggest that the presence of oxidized groups such as carboxylic acids, carboxilates, esters and ketones, as well as aromatic and aliphatic structures, are greater in samples from ground, humus and fermentation layer. Than in samples from forest soils. Eroded soils show the presence of carbohydrates and amino acids are observed, as well as a low content of total organic carbon. The change from the use as a forest soil to an agricultural use continues in this region, so the mitigation of impact to climate change is decreasing, which makes necessary to perform an estimate of the environmental services which provides the forest mass and the humus, in order to propose strategies for preservation, since humic and fulvic acids are the components of the forest system which contribute importantly to capture and preserve the carbon.

**Key words:** humic acids, FTIR, carbon uptake.

## Introducción

El incremento en la atmósfera de los gases de efecto invernadero (GEI) y el cambio climático tienen consecuencias importantes en la vida terrestre. La captura de carbono y el aumento de la materia orgánica tendrán un impacto directo sobre la calidad y la fertilidad de los suelos (FAO, 2002).

Uno de los depósitos más importantes de carbono (C) en la biosfera se encuentra en los ecosistemas terrestres (materia orgánica vegetal viva, necromasa y materia orgánica del suelo), que en comparación con los demás depósitos en la tierra es pequeño, pero temporalmente muy activo y estable. Los ecosistemas forestales son particularmente importantes como reservorio de carbono (IPCC, 2000).

Las sustancias húmicas (SH) son los principales constituyentes de la materia orgánica presente en aguas, suelos y sedimentos, formadas por la degradación química y enzimática de los residuos de plantas y animales y por la actividad sintética de microorganismos (Griffith y Schnitzer 1975; Whitby y Schnitzer, 1978).

En esta investigación se presenta la cuantificación de carbono orgánico total, el aislamiento y la caracterización de las sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos), extraídas de muestras de suelo, capa de fermentación y mantillo, que provienen de diferentes sitios de muestreo y con diferentes usos de suelo. Se tomaron muestras de uso forestal (bosque de encino y bosque de pino), de uso frutícola, e uso agrícola de temporal (maíz) y de suelo erosionado. Con la técnica de espectroscopia en el infrarrojo con Transformadas de Fourier se realizó la caracterización de los grupos funcionales presentes en la materia orgánica aislada.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El estudio se realizó en Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca, se ubica geográficamente entre los 18°01' de latitud Norte y los 96°55' de longitud Oeste, con una altitud de 1595.91 m s.n.m. (INEGI, 2004 y 2013). La extensión de la superficie total del Municipio es de 137.79 km<sup>2</sup> y del 0.145% con relación al Estado.

En el poblado de Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca, se recolectaron muestras de suelo, capa de fermentación y mantillo de cinco puntos de muestreo de acuerdo a las condiciones físicas y biológicas del sitio, así como a su uso de suelo (Figura 1, Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Sitios de muestreo de suelo, capa de fermentación y mantillo en el Municipio Mazatlán Villa de Flores, Oaxaca México.

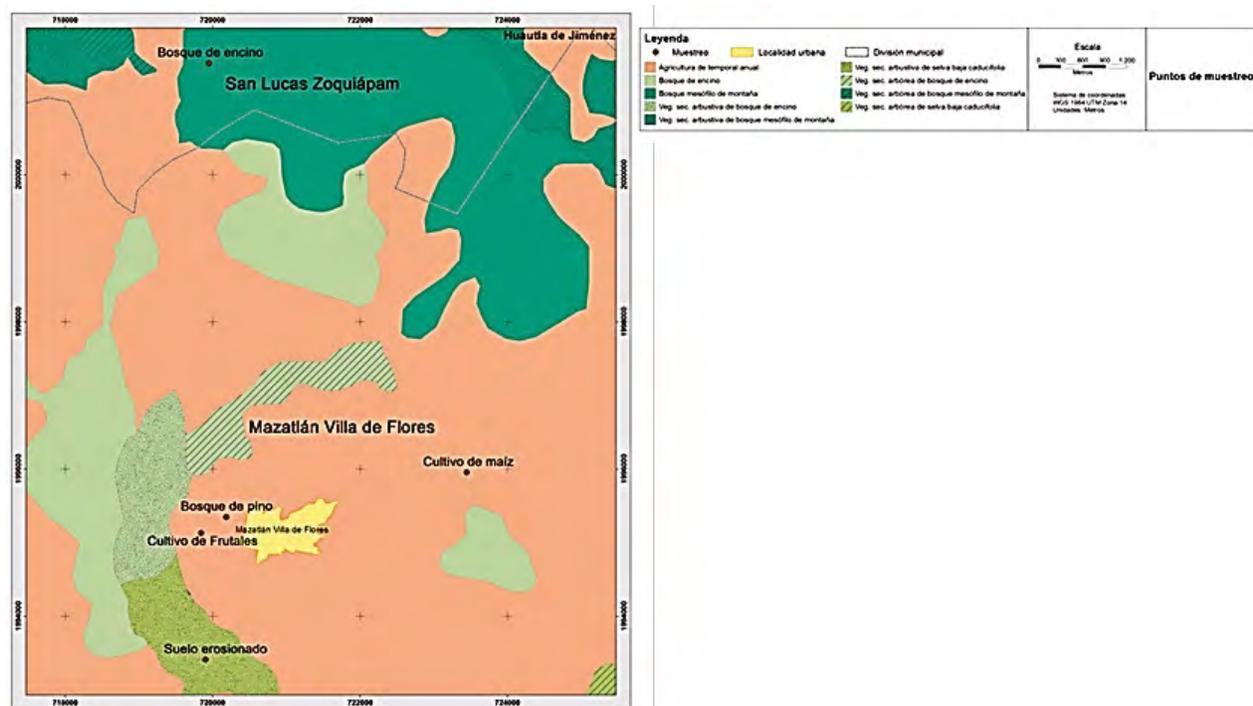
Uso de suelo	Vegetación	Localidad	Características
Forestal	Bosque de encino	San Isidro	Ladera media, clima lluvioso con presencia de neblina
Forestal	Bosque de pino	Mazatlán	Ladera media convexa, clima templado húmedo
Frutícola	Árboles frutales	Mazatlán	Clima templado húmedo
Agrícola de temporal	Maíz	La Igualeja	Cambio de uso de suelo forestal a agricultura de temporal
Erosionado		Trapiche	Elementos de selva baja, suelo muy alterado somero, capa de materia orgánica escasa (<20 cm)

### *Análisis de laboratorio*

Las muestras de suelo colectadas fueron secadas al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm de malla. Una sub-muestra se molió en mortero y se hizo pasar por un tamiz de 250 µ para el análisis de C orgánico total.

### Carbono orgánico total

La determinación en muestras de suelo, capa de fermentación y mantillo se realizó por el método de calcinación (Jaramillo, 2002).



**Figura 1.** Mapa de Uso de suelo y vegetación de Mazatlán Villa de Flores, de acuerdo al INEGI (2004), con la ubicación de los puntos de muestreo.

### Extracción de sustancias húmicas

La obtención de las sustancias húmicas se realizó por extracción secuencial con solución de pirofosfato de sodio 0.1 M e hidróxido de sodio 0.1 M (1:1), a temperatura ambiente, con agitación y en atmósfera de nitrógeno de acuerdo al procedimiento descrito por Celi *et al.*, (1977).

### Caracterización de Ácidos Húmicos y Fúlvicos por FTIR

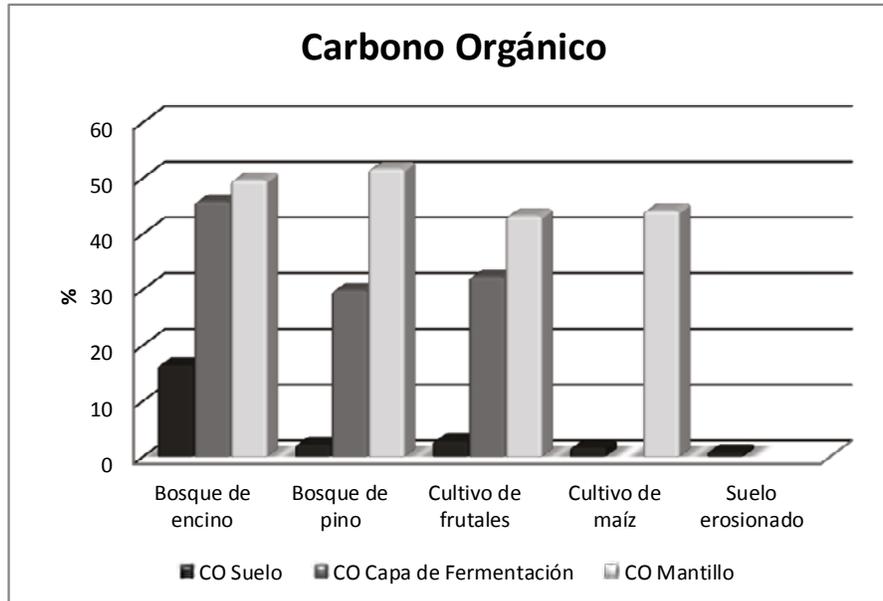
Los espectros FTIR de ácidos los húmicos y fúlvicos se obtuvieron por transmisión usando un espectrofotómetro Perkin Elmer modelo Spectrum 400 FTIR/FTNIR, en pastillas de bromuro de potasio. Los espectros se registraron de 4000 a 400  $\text{cm}^{-1}$ . La asignación de las señales se hizo con base a las Tablas de Correlación en el IR medio (Bellamy, 1975; Chen *et al.*, 2002).

### Resultados y discusión

Los datos obtenidos de carbono orgánico (CO) en suelo son de 0.88% a 16.51% clasificados como de muy bajos a altos; siendo el alto el de uso forestal Bosque de encino; en capa de fermentación los resultados son de 29.82% a 45.74% clasificados como muy altos, de los cuales el más alto es el Bosque de encino y los datos de mantillo de 43.19% a 51.62% clasificados como muy altos, siendo el más alto el de Bosque de pino, el contenido de CO de los diversos horizontes es una indicación útil del

grado de acumulación de la materia orgánica bajo diferentes condiciones ambientales, así como su grado de conservación (Figura 2).

También el contenido de CO está relacionado con el uso de suelo y el tipo de vegetación que presenta, como se puede observar en la Figura 2, el punto con el mayor contenido de CO es el de uso forestal bosque de encino debido a que las raíces son de larga vida y los residuos vegetales que se llegan a incorporar al suelo, en este caso, son principalmente hojas, ramas y residuos de madera que caen en la superficie, a diferencia de del sitio cultivado de maíz, el cual tiene pérdidas rápidas de materia orgánica al inicio de la labranza y esta reducción disminuye, con el transcurso del tiempo se regula el contenido. En el caso del sitio erosionado no hay aporte de materia orgánica debido a que la vegetación está ausente a los alrededores de donde se tomó la muestra.



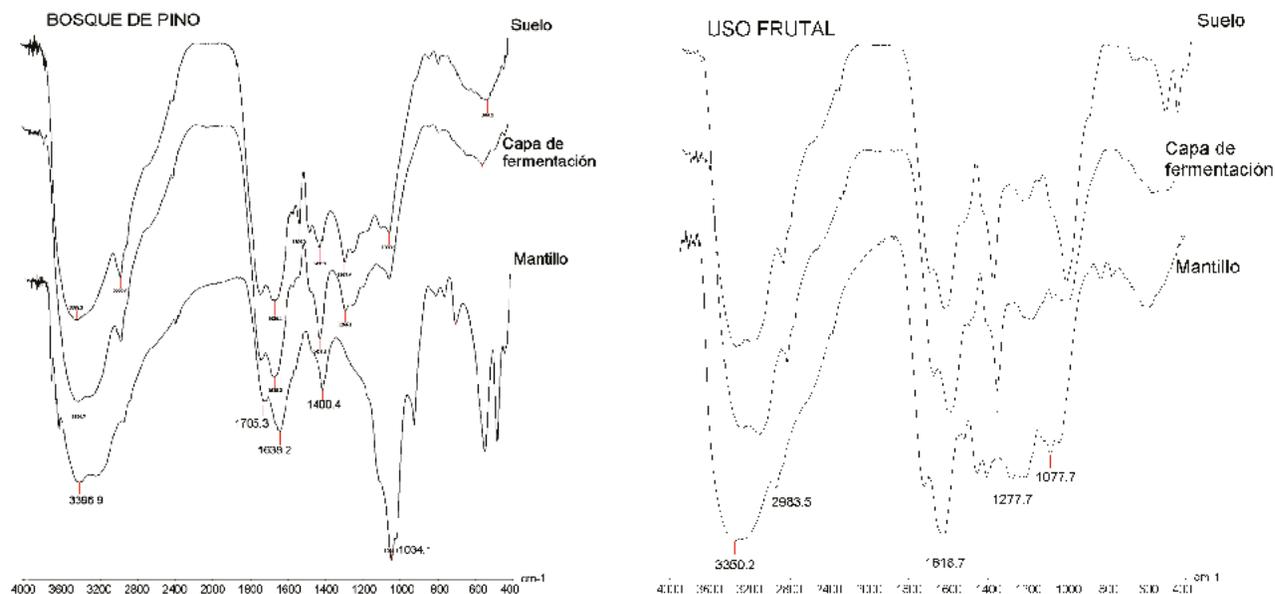
**Figura 2.** Contenido de CO en suelo, capa de fermentación y mantillo en muestras de bosque de encino, bosque de pino, cultivo de frutales, cultivo de maíz y suelo erosionado.

El papel fundamental de la materia orgánica en los suelos se debe a que es considerado un indicador clave de la calidad, tanto en sus funciones agrícolas y forestales (*e.g.*, producción y economía) como en sus funciones ambientales (entre ellas captura de carbono y calidad del aire). La materia orgánica del suelo es el principal determinante de su actividad biológica. La cantidad, la diversidad y la actividad de la fauna del suelo y de los microorganismos están directamente relacionadas con la presencia de materia orgánica (Dugail *et al.*, 2012). La agregación y la estabilidad de la estructura del suelo aumentan con el contenido de materia orgánica. Esta a su vez, incrementa la tasa de infiltración y la capacidad de agua disponible en el suelo así como la resistencia contra la erosión hídrica y eólica. La materia orgánica del suelo también mejora la dinámica y la biodisponibilidad de los principales nutrientes de las plantas.

#### *Análisis de los espectros en el infrarrojo*

El análisis de los espectros obtenidos por espectroscopia en el infrarrojo son una clara evidencia de las transformaciones estructurales de los diferentes grupos funcionales con oxígeno y las cadenas de hidrocarburos y grupos aromáticos que en su evolución desde mantillo hasta una estructura más estable como son las sustancias húmicas. Los espectros FTIR de los ácidos húmicos extraídos de muestras de

suelo, capa de fermentación y mantillo, de muestras provenientes del bosque de pino, bosque de encino y de uso frutal muestran un cambio gradual en los grupos funcionales con oxígeno. En la Figura 3, se muestran los espectros en el infrarrojo para las muestras provenientes del bosque de pino y del uso de suelo frutal.



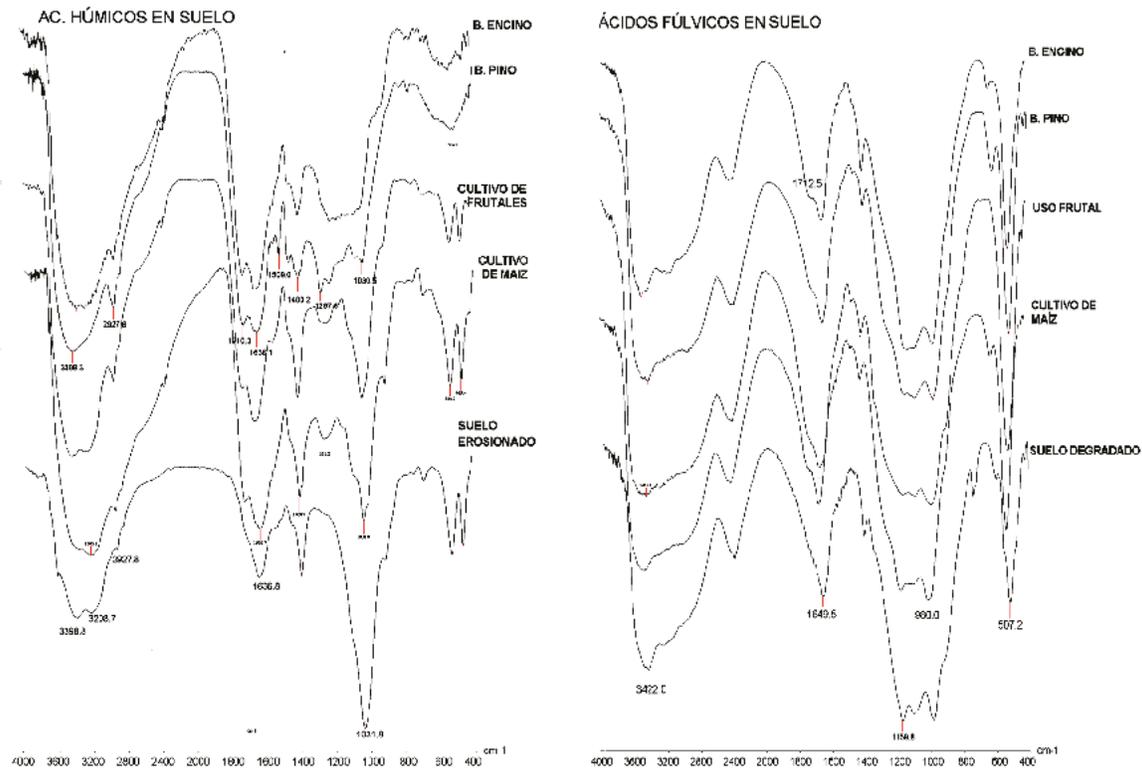
**Figura 3.** Espectros en el infrarrojo de muestras de suelo, capa de fermentación y mantillo, provenientes de bosque de pino y de uso frutal.

Para el mantillo se observa una señal intensa en  $3350\text{ cm}^{-1}$ , que asociada a la región de  $1030.0\text{ cm}^{-1}$ , nos indican la presencia de grupos  $\text{-O-H}$ , en el caso de las muestras de suelo se ve una disminución de esta última señal y en cambio observa un aumento en la señal a  $1712\text{ cm}^{-1}$  (alargamiento de carbonilo en ácido carboxílico, cetonas y ésteres posiblemente aromáticos), lo que puede ser indicativo de una disminución en compuestos tipo polisacáridos en el caso del mantillo y su transformación química a grupos oxidados como los ácidos carboxílicos y los ésteres y éteres ya que persiste la señal  $\text{-C-O-}$  en  $1034\text{ cm}^{-1}$ . Se observa un aumento en la señal a  $2920\text{ cm}^{-1}$  (alargamiento alifático  $\text{C-H}$ ), en las cadenas alifáticas y aromáticas tendientes a estabilizar las sustancias húmicas.

Las muestras del bosque de pino muestran una señal intensa a  $1034\text{ cm}^{-1}$  en comparación con el bosque de encino y una disminución en la señal del carboxilato lo que nos indica que en este bosque la fracción húmica del suelo podría estar formando enlaces éter con cadenas alifáticas ya que la señal arriba de  $3200\text{ cm}^{-1}$  es de menor intensidad. Los espectros FTIR de las muestras provenientes del suelo afectado muestran la presencia de materia orgánica en la que se presentan señales más definidas en  $3629\text{ cm}^{-1}$ ,  $3421\text{ cm}^{-1}$  y  $1033\text{ cm}^{-1}$ , indican la presencia de enlaces  $\text{-O-H}$  de carbohidratos y posiblemente la presencia de aminoácidos, hay ausencia de la señal para el grupo  $\text{C=O}$ , característica de fracciones húmicas en suelos consolidados (ácidos, carboxilatos, cetonas y ésteres principalmente).

Los espectros FTIR para las muestras de ácidos húmicos aislados desde la capa de fermentación indican una clara disminución de compuestos oxidados tipo alcohol y fenol, las señales de baja intensidad que se presentan de  $1265\text{ cm}^{-1}$  a  $1031\text{ cm}^{-1}$ , nos indican una gran variedad de compuestos  $\text{-C-O-H}$ , la señal intensa a  $3205\text{ cm}^{-1}$  puede provenir de grupos amino presentes en organismos aún sin oxidar. En estas muestras se observa la señal para  $\text{C=O}$ , arriba de  $1700\text{ cm}^{-1}$ , lo que nos indica el inicio del proceso de oxidación.

En la Figura 4, se muestran los espectros comparativos de ácidos húmicos en las muestras de suelo de las muestras tomadas de diferentes los sitios con uso de suelo forestal (encino y pino), agrícola (maíz), cultivo de frutales y suelo erosionado, se observa un cambio importante en la señal a  $1031.8 \text{ cm}^{-1}$ , característica de enlaces C-O- y que asociada a la señal n  $3398.8$  y  $3206.7 \text{ cm}^{-1}$ , al ser más intensa la señal de  $1031.8 \text{ cm}^{-1}$  en el suelo erosionado indican la presencia de un mayor presencia de compuestos con un alto contenido en grupos -O-H, como pueden ser polisacáridos que aún no han sido transformados a compuestos oxidados más estables como es en el caso de estas mismas señales en los espectros FTIR para las muestras de suelo proveniente del bosque de encino y de pino, en los que se observa una importante disminución en la señal de  $1031.8 \text{ cm}^{-1}$  y un aumento relativo en la señal de  $1710.3 \text{ cm}^{-1}$ , que asociada a las señales arriba de  $3000 \text{ cm}^{-1}$ , indican un aumento en grupos funcionales ácidos carboxílicos, esteres y amidas conformando estructuras químicas más estables.



**Figura 4.** Espectros en el infrarrojo de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos de muestras de suelo, provenientes del bosque de encino, bosque de pino, cultivo de frutales, cultivo de maíz y suelo erosionado.

Los espectros FTIR de los ácidos fúlvicos en las muestras de suelo, para los diferentes sitios de muestreo muestran señales de absorción similares entre ellas, estando presentes las señales de -O-H características para alcoholes de diferentes tipos y de fenoles a  $1077$ ,  $1159$  y  $1119 \text{ cm}^{-1}$ , se observa una señal intensa a  $965 \text{ cm}^{-1}$  que posiblemente se deba a compuestos tipo P-O-R y a dobles enlaces C=C de alquenos, esta señal se presenta en la mayoría de las muestras de ácidos fúlvicos independientemente del origen de la muestra. Se hace notar que las señales debidas a -O-H son anchas e intensas lo que indican una mayor cantidad de este tipo de grupos funcionales hidroxilados en los ácidos fúlvicos. En las muestras de suelo de bosque de encino y de pino de observa una pequeña señal arriba de  $1700 \text{ cm}^{-1}$ , la cual es posible asignarla a grupos C=O de ácidos carboxílicos.

La caracterización de la materia orgánica requiere de varias técnicas analíticas. Entre las que destaca la Espectroscopia en el Infrarrojo con transformadas de Fourier (FTIR). Esta técnica no provee de una estructura definitiva de las SH debido a que la materia orgánica del suelo es una estructura

heterogénea y no definida. Se sugiere que progresos significativos en el conocimiento de la estructura química y reacciones de las sustancias húmicas pueden ser posible solo con la aplicación combinada de técnicas espectroscópicas y químicas (Chen *et al.*, 2002; Vaca, 2006).

Estos resultados sugieren que el orden de abundancia de grupos oxidados como ácidos carboxílicos, carboxilatos, ésteres y cetonas, así como estructuras aromáticas y alifáticas, es mayor en las muestras de suelo, mantillo y capa de fermentación en las muestras provenientes de uso forestal. El suelo erosionado muestra la presencia de estructuras poco consolidadas ya que se observan señales definidas que identifican compuestos orgánicos como carbohidratos y aminoácidos además del contenido bajo de carbono orgánico total.

## Conclusiones

El mantillo constituye la principal reserva de carbono en los bosques forestales, con un proceso dinámico constante de transformaciones bioquímicas en el proceso de humificación, que contribuye a la estabilidad de la estructura química del suelo, favoreciendo el aumento en el contenido de materia orgánica.

Mazatlán Villa de Flores es un Municipio que por las características de su ubicación y las grandes extensiones que albergan recursos forestales, tiene basto capital de flora y fauna y rasgos de endemismos, que proporcionan importantes servicios ambientales. Sin embargo la vegetación original ha sido desmontada en grandes extensiones de terreno cuya vocación forestal está cambiando aceleradamente por uso agrícola y frutícola que ha dado por resultado un mosaico de comunidades secundarias de diferentes grados de conservación y deterioro, así como paisajes fragmentados entre parches de suelo erosionado, uso forestal y agrícola.

## Bibliografía

- Bellamy L. J. 1975. The infrared spectra of complex molecules. Chapman and Hall. 3a. ed. London.
- Celi L., M. Schnitzer, M. Négre. 1996. Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier-Transform Infrared Spectroscopy, and solution state <sup>13</sup>carbon nuclear magnetic resonance. A comparative study. *Soil Science* 162:189-197.
- Chen J., B. Gu, E. J. LeBoeuf, H. Pan, S. Dai. 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere* 48:59-68.
- Dungail J. A J., D. W. Hopkins, A. S. Gregory, A. P. Whitmore. 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18:1781-1796.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales del suelo. Roma.
- Griffith S. M., M. Schnitzer. 1975. Analytical characteristics of humic and fulvic acids extracted from tropical volcanic soils. *Proceedings. Soil Science Society of America* 39:861-867.
- INEGI. 2013. Censo poblacional. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2004. Conjunto de Datos Vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- IPCC. 2000. Climate change 2000: Special Report: Land Use, Land-Use Change and forestry. The Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. [http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land\\_use/index.php?idp=0](http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=0)
- Jaramillo J. F. D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín Colombia.
- Vaca R., L. J. Lugo, M. V. Esteller. 2006. Caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco o compostado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22:27-37.
- Whitby L. M., M. Schnitzer. 1978. Humic and fulvic acids in sediments and soils of agricultural watersheds. *Canadian Journal of Soil Science* 58:167-178.

## 1.27 Efecto de plaguicidas sobre la respiración de suelos cultivados con aguacate del Estado de Michoacán, México

Vega-Oregel Jesús<sup>1</sup> y Medina-Orozco Lenin E.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo, Av. Universidad No. 3000, Col. Lomas de la Universidad, CP 59103, Sahuayo, Michoacán, México. Autor para correspondencia: leninmed@gmail.com

### Resumen

El aguacate cultivado en el Estado de Michoacán, México, representa más de 1 000 000 ton/año y un valor monetario superior a los \$15 000 millones y genera más de 50 000 empleos. Sin embargo, es un cultivo que demanda una gran cantidad de agroquímicos entre herbicidas e insecticidas. El objetivo del presente estudio fue medir la actividad microbiana a través de la tasa de respiración de suelo. El suelo fue tratado con herbicida (glifosato) e insecticidas; clorpirifos etil+permetrina, Cipermetrina y Diazinón, con una dosis de 2 l ha<sup>-1</sup>. El suelo (20 cm) fue colectado en una huerta aguacatera bajo manejo tradicional del Municipio de Tingambato. El suelo es derivado de cenizas volcánicas. El suelo fue pre-incubado durante siete días previos. En frascos de 1 l herméticos se colocaron 100 g de suelo por tratamiento ( $n=10$ ) e incubado en obscuridad a 30 °C durante 21 días con una trampa de hidróxido de sodio (1 N). El diseño consistió de: a) testigo (sin agroquímicos); b) herbicida; y c, d y e) insecticidas. Los resultados indican que el suelo sin agroquímicos tiene la menor tasa de respiración del suelo (208.9 mg C-CO<sub>2</sub> 100 g suelo<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>), por su parte, los tratamientos con agroquímicos *cuasi* duplicaron su respiración a 371.7 (herbicida) y 381.3 mg C-CO<sub>2</sub> 100 g suelo<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (insecticida). Los resultados son consistentes con lo reportado por la literatura, lo que sugiere que el uso de plaguicidas en aguacate contribuye con la emisión de bióxido de carbono a la atmósfera.

**Palabras clave:** cáncer, flujo de carbono, agroecología.

### Abstract

Avocados cultivated in Michoacan State, Mexico, represents more than 1 000 000 ton/year and a monetary value of over \$15 billion s and generates more than 50 000 jobs. However, it is a crop that requires a lot of chemicals from herbicides and insecticides. The aim of this study was to measure microbial activity through soil respiration rate. The soil was treated with herbicide (glyphosate) and insecticides; chlorpyrifos ethyl+Permethrin, Cypermethrin and Diazinon, with a dose of 2 l ha<sup>-1</sup>. The floor (20 cm) was collected in a traditional avocado orchard under management Tingambato Municipality. The soil is derived from volcanic ash. The soil was pre-incubated for seven days before. In airtight jars 1 l 100 g of soil were placed per treatment ( $n=10$ ) and incubated in darkness at 30 °C for 21 days with a sodium hydroxide trap (1 N). The design consisted of: a) control (without chemicals); b) herbicide; and c, d and e) insecticides. The results indicate that the ground without agrochemicals has the lowest rate of soil respiration (208.9 mg C-CO<sub>2</sub> 100 g soil<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>), for his part, the agrochemical treatments quasi doubled their breath 371.7 (herbicide) and 381.3 100 mg C-CO<sub>2</sub> g soil<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> (insecticide). The results are consistent with those reported in the literature, suggesting that the use of pesticides in avocado contributes to the emission of carbon dioxide into the atmosphere.

**Key words:** cancer, carbon flux, agroecology.

## Introducción

El cultivo de aguacate en el Estado de Michoacán es uno de los más importantes a nivel Estatal y Nacional, con una producción de 1 000 000 ton/año y un valor monetario superior a los \$15 000 millones, con lo que se generan más de 50 000 empleos directos e indirectos. La superficie cultivada con aguacate es superior a las 94 000 ha en el Estado (Gutiérrez-Contreras *et al.*, 2010), sin embargo, es posible observar cada año nuevas áreas de cultivo.

La actividad aguacatera es una de las que demanda cantidades importantes de agroquímicos, entre ellos, plaguicidas y herbicidas.

El aguacate es atacado por una gran cantidad de ácaros e insectos que pueden producir pérdidas considerables cuando no se les controla oportunamente, como en el caso del TRIPS; que causa malformaciones del fruto, inhibición de la floración y caída de la misma. Para prevenir y controlar ésta plaga se recomienda utilizar malathión, paratión metílico y permetrina de tres a cuatro aplicaciones durante cada floración (SAGARPA-SENASICA-COFEPRIS, 2014), teniendo en consideración que el aguacate presenta tres floraciones al año, resulta predecir que las aplicaciones se triplican. Para el caso del barrenador de la hoja, minador, enrollador de la hoja, mosca blanca, entre otras, se recomiendan los mismos productos; lo que resulta en aplicaciones básicamente durante todo el año.

Por otro lado, la maleza es considerada por técnicos y productores como hospedera de plagas y enfermedades, además de considerar que compite con los árboles, principalmente en huertos jóvenes (SAGARPA-SENASICA-COFEPRIS, 2014) por lo que se recomienda utilizar glifosato y paraquat principalmente. Todos los productos mencionados anteriormente son aprobados como productos utilizables en cultivo de aguacate.

Las aplicaciones de los plaguicidas se realizan con motobombas generando una brisa o nebulización para cubrir todo el árbol, causando que una parte importante de estos productos, entre en contacto con el suelo. En el caso de los herbicidas es directamente sobre la vegetación herbácea con fuerte contacto con el suelo.

Una gran cantidad de investigaciones han sido enfocadas a medir el efecto de las moléculas orgánicas de estos productos en la actividad microbiológica y en los tiempos de residencia en el suelo. Chandras *et al.*, (2003), encontraron un incremento de la población bacteriana y un periodo de residencia del Forato y del Carbofuran de diez días en el suelo y además tuvo un efecto positivo en el N y P disponibles en el suelo (Das y Mukherjee, 2000). Por otra parte se ha encontrado que el uso de Endosulfan incrementa el S disponible en los suelos luego del ataque microbiano (Kumar *et al.*, 2011). Otros estudios utilizando Dimetoato, Clorpirifos y Fostiazato revelaron un aumento de la respiración en los dos primeros productos, no así con el último, adicionalmente reportan una relación directa con la riqueza de especies vegetales (Eisenhauer *et al.*, 2009). Araújo *et al.*, (2003), encontraron incrementos significativos en la tasa de respiración al aplicar glifosato, lo que sugiere que es utilizado por la microbiota como fuente de carbono y puede ser utilizado como indicador de la calidad del suelo.

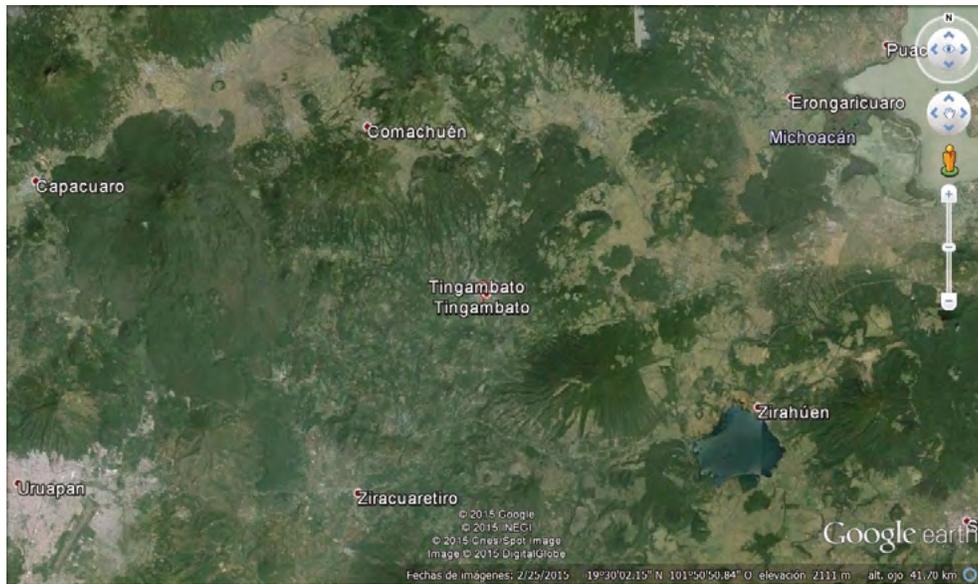
El presente estudio tuvo como objetivo el medir la tasa de respiración del suelo después de aplicar tres plaguicidas y un herbicida de amplio uso en huertos de aguacate del estado de Michoacán, México.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

Tingambato se encuentra entre los paralelos 19°25' y 19°36' de latitud Norte y los meridianos 101°46' y 101°57' de longitud Oeste; altitud entre 1,600 y 3,000 m s.n.m. Colinda con los Municipios de Nahuatzen, Erongarícuaro, Pátzcuaro, Salvador Escalante, Uruapan y Ziracuaretiro (Figura 1). Cuenta con una población total de 12 630 habitantes. Se localiza en el Cinturón Volcánico

Transmexicano (CVT) en la subprovincia Neovolcánica Tarasca, teniendo un basamento de basaltos (>63%). El clima regional es templado subhúmedo con lluvias en verano, con temperaturas de entre 12 y 22 °C y precipitación de entre 1000 y hasta 1500 mm anuales. Más del 4 % de este municipio se encuentra con aguacate y casi el 50% de bosque de pino fragmentado (INEGI, 2009).



**Figura 1.** Localización del municipio de Tingambato en el Estado de Michoacán, México.

### *Material de trabajo*

El suelo fue colectado de una huerta de aguacate con un manejo tradicional característico de la franja aguacatera del estado de Michoacán. Se coleccionaron muestras al azar de una superficie de 2.5 ha, tomando muestras debajo de la copa y entre copas de los aguacateros (Figura 2). El suelo fue secado a la sombra y enviado al laboratorio para su análisis de propiedades físicas y químicas. Una muestra compuesta de campo, se llevó a laboratorio para realizar una preincubación sin luz, a 30 °C durante siete días.

El suelo es de origen volcánico con textura franca arenosa, arcillas <5%, densidad aparente de 0.93 g cm<sup>-3</sup> y densidad de partículas de 1.9 g cm<sup>-3</sup>. La porosidad es de 47% en promedio.

El pH es de 6.04; cationes, Ca<sup>2+</sup> (10.6 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), Mg<sup>2+</sup> (2.6 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), Na<sup>+</sup> (0.23 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) y K<sup>+</sup> (1.62 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) con una saturación de bases de 75.5% y una CICT 19 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Presentan valores altos de COS de 3.52%, 15 mg kg<sup>-1</sup> de N (NO<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub>), fósforo 14.3 mg kg<sup>-1</sup>. La relación de C/N es de 25.8 considerada una relación óptima para la actividad de los microorganismos del suelo.

Los análisis de los suelos fueron de acuerdo con los procedimientos estándares del laboratorio certificado del Valle de Apatzingán.

El suelo preincubado fue colocado en tubos de PVC de 15 cm de largo colocados en posición vertical. Uno de los extremos fue cubierto con tela de malla fina para retener el suelo. En cada tubo se colocaron 100 g de suelo seco preincubado. El suelo fue saturado por inmersión en agua dentro de un recipiente de plástico, sin rebasar el nivel del suelo para favorecer la saturación por capilaridad. Una vez saturado, se retiró del recipiente y se dejó escurrir por 5 min para desalojar el exceso de agua de los poros del suelo.

Se colocaron diez tubos de PVC con suelo y un blanco para cada tratamiento de incubación: a) suelo testigo sin adición de plaguicida ni herbicida; b) herbicida, glifosato; c) insecticida (clorpirifos etil+permetrina); d) Cipermetrina y e) Diazinon, con una dosis de 2 l ha disueltos en 200 l de agua. Los

compuestos fueron esparcidos sobre el suelo utilizando un atomizador para simular el efecto del rocío en los campos agrícolas.

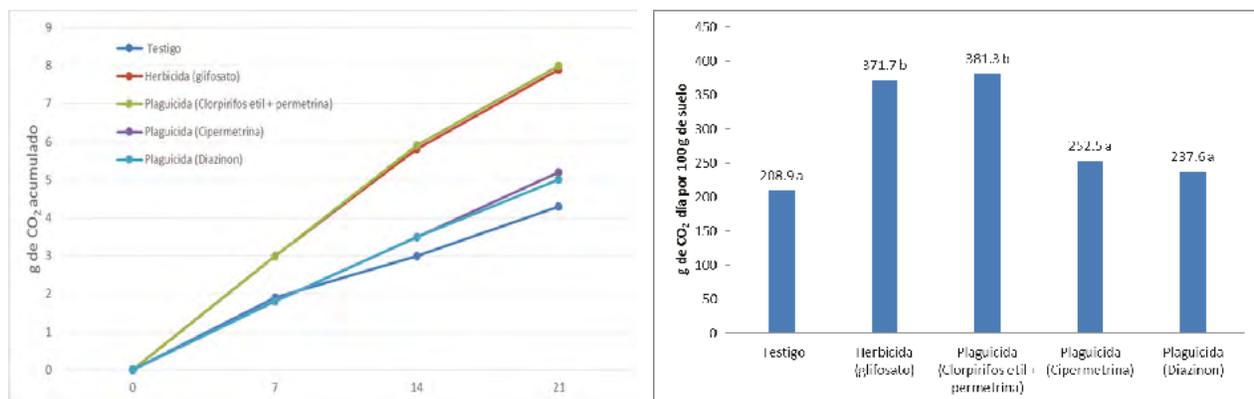
Los tubos de PVC con suelo fueron incubados por 21 días en la obscuridad y medidos a los 7, 14 y 21 días a 30 °C, en frascos de 1 l de capacidad cerrados herméticamente. Al interior del frasco se colocó una trampa de hidróxido de sodio 1 N. En cada lectura se precipitaron los carbonatos con  $\text{BaCl}_2$  al 2% y se tituló con  $\text{HCL}$  0.1 N utilizando dos gotas de fenolftaleína al 1% como indicador. El método se basa en la siguiente reacción:  $\text{CO}_2 + 2\text{NaOH} = \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ , por lo tanto, el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) es recíproco al  $\text{NaOH}$  consumido para formar carbonatos.



**Figura 2.** Descripción de los suelos estudiados en una calicata y toma de muestras para incubación.

## Resultados y discusión

Los resultados encontrados en la presente investigación mostraron que aquellos suelos con aplicación de un herbicida o algún plaguicida, incrementaron de manera significativa la emisión de  $\text{CO}_2$  con respecto al suelo testigo. En la Figura 3, se observan las curvas de acumulación de  $\text{CO}_2$  en función del tiempo (0 a 21 días); donde el testigo, presentó la menor tasa de respiración, seguido del Diazinón y la Cipermetrina, teniendo las tasas más rápidas y de mayor volumen, el glifosato y el Clorpirifos+Permetrina. Los resultados sugieren que estos dos últimos son utilizados preferentemente por los microorganismos del suelo como fuente de carbono y es consistente con lo reportado por Eisenhauer *et al.*, (2009) y Araújo *et al.*, (2003).



**Figura 3.** Curvas de respiración acumulada y tasa de respiración del suelo cuando se ha adicionado un herbicida o plaguicida.



Por otra parte, se observó que la tasa diaria de respiración del suelo entre el testigo, la Cipermetrina y el Diazinón, fueron estadísticamente iguales. Por el contrario, los que tuvieron un efecto importante en la emisión de CO<sub>2</sub>, fueron el glifosato y el Clorpirifos+Permetrina, siendo estadísticamente iguales entre ellos (análisis de varianza utilizando Tukey como comparación a un alfa de 0.05, letras iguales significa que no hay diferencias estadísticas).

Desde el punto de vista del enriquecimiento de la atmósfera por CO<sub>2</sub>, asociado al uso de estos agroquímicos, es innegable que cualquiera de los productos utilizados en el presente estudio, tienen un impacto negativo en la atmósfera. Contemplando el tamaño de la superficie cultivada con aguacate es de suma importancia considerar los plaguicidas y herbicidas como precursores del cambio climático.

## Conclusiones

Las huertas de aguacate del estado de Michoacán pueden ser precursores del cambio climático por el uso constante de moléculas orgánicas utilizadas para el control de plagas y malezas. Los agroquímicos estudiados disparan la tasa de respiración del suelo de manera diferencial, por lo que identificar aquellos que tengan menor impacto es una tarea inmediata. Es necesario realizar pruebas a largo plazo para determinar la evolución de los microorganismos del suelo que están en contacto con estas moléculas y realizar pruebas con productos alternativos de bajo impacto.

## Bibliografía

- Araújo A. S. F., R. T. R. Monteiro, R. B. Abarkeli. 2003. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. *Chemosphere* 52:799–804.
- Chandra A. D., A. Chakravarty., P. Sukul, D. Mukherjee. 2003. Influence and persistence of phorate and carbofuran insecticides on microorganisms in rice field. *Chemosphere* 53: 1033-1037.
- Das A. C., D. Mukherjee. 2000. Soil application of insecticides influences microorganisms and plant nutrients. *Applied Soil Ecology* 14:55–62.
- Eisenhauer N., M. Klier, S. Partsch, A. C. W. Sabais, C. Scherber, W. W. Weisser, S. Scheu. 2009. No interactive effects of pesticides and plant diversity on soil microbial biomass and respiration. *Applied Soil Ecology* 42:31–36.
- Gutiérrez-Contreras M., M. B. N. Lara-Chávez, H. Guillén-Andrade, A. T. Chávez-Bárceñas. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35:647-653.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tingambato, Michoacán de Ocampo. Marco Geoestadístico Municipal 2005, versión 3.1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Kumar G. P., M. Saha, M. H. Prasa, D. Mukherjeeb. 2011. Effect of pesticides on microbial transformation of sulphur in soil. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences* 1:115-121.
- SAGARPA-SENASICA-COFEPRIS. 2014. Cultivo aguacatero. Lista de referencia. Datos actualizados de los registros de plaguicidas. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios, México.

## 1.28 Carbono del complejo suelo-mantillo bajo bosques de especies perennifolias y caducifolias en sistemas ribereños de montaña

Colli-Cortés Paola M.<sup>1</sup>; De Lucas-Vázquez Xochiquetzali<sup>1</sup>; Gen-Laguna Ricardo R.<sup>1</sup>; Cruz-Flores Gerardo<sup>1</sup> y Guerra-Hernández Eloisa A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Batalla 5 de mayo S/N, esquina Fuerte de Loreto, Col Ejército de Oriente, CP 09230, Delegación Iztapalapa, D.F., México. Autor para correspondencia: pau\_colli@hotmail.com

### Resumen

El término bosques templados frecuentemente describe a bosques de coníferas (pino, oyamel, cedro, etc.), especies de hoja caduca (encinos) o bosques mixtos (pino-encino) distribuidos en un amplio intervalo altitudinal. Como en otros ecosistemas, en bosques templados los principales almacenes de carbono son suelo, vegetación y mantillo. En sistemas ribereños el carbono tiene una importante interacción con otros elementos químicos influyendo en su ciclaje, el cual también está determinado por condiciones ecológicas específicas de los gradientes altitudinales, clima y suelo. El objetivo de esta investigación fue estimar los contenidos de carbono en suelos de bosques de especies perennifolias y caducifolias y su relación con el carbono contenido en mantillo. Se seleccionaron 18 sitios con vegetación de bosque templado entre 2100 y 4100 m s.n.m., se realizó su caracterización ecológica y tomaron muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad, determinando la concentración de carbono orgánico (CO) a partir del análisis de materia orgánica del suelo. El mantillo se colectó en cuadrantes de 0.0625 m<sup>2</sup> y la determinación de CO, se realizó usando el factor 58% de C de su masa seca. Los contenidos fueron de 619 a 2428 ton de CO ha<sup>-1</sup> en suelo, siendo las más altas bajo especies perennifolias atribuyéndolo a las bajas transformaciones de compuestos orgánicos del suelo causando su acumulación, se observó también que la concentración de CO en mantillo provenientes de estas especies obtuvieron los valores más bajos al ser comparadas con especies caducifolias, se obtuvo un rango de CO en mantillo de 5 a 20 t ha<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** mantillo, almacén, gradiente altitudinal.

### Abstract

The temperate forests concept often describes coniferous forests (pine, fir, etc.), deciduous species (oaks) or mixed forests (pine-oak) distributed over a wide altitudinal range. As in other ecosystems in the temperate forests are major carbon pools soil, vegetation and litter. In riparian systems the carbon has an important interaction with other chemical elements influencing their recycling, which is also determined by specific ecological conditions of altitudinal gradient, climate and soil. The objective of this research was to estimate soil carbon content in forests of evergreen and deciduous species and their relationship with carbon in litter. Selected 18 sites of temperate forest between 2100 and 4100 m a.s.l., its ecological characterization was performed and took soil samples from 0-20 cm depth, determining the concentration of organic carbon OC based on the analysis of soil organic matter. The litter was collected on quadrant of 0.0625 m<sup>2</sup> and OC measurement was performed using the C factor of 58% of its dry mass the contents were 619-2428 OC ton ha<sup>-1</sup> in soil, high levels were in evergreen species, slow transformations causing soil organic matter accumulation, It found that the OC concentration in mulch these species had the lowest to be compared with deciduous values. OC range was litter obtained from 5 to 20 t ha<sup>-1</sup>.



**Key words:** litter, carbon pools, altitudinal gradient.

## Introducción

Según Challenger (2003), la presencia de ecosistemas templados en México se relaciona con el efecto de la altitud y el clima (abundancia y la estacionalidad de la lluvia), además de otros factores como el tipo de suelo, la orientación de ladera con respecto al sol y la historia biogeográfica de la zona. Existe una gran diversidad de especies en estos ecosistemas, encontrando especies de *Pinus* spp., encino *Quercus* spp., oyamel o abeto *Abies* spp., pinabete *Picea* sp. y *Pseudotsuga* spp., de cedro *Cupressus* spp., de sabino *Juniperus* spp., de aile *Alnus* spp., y táscate *Juniperus* spp. entre otras. Cuentan con un alto valor económico, buena fertilidad en suelos, aptitud para la agricultura y un clima benigno, por lo que se les atribuyen servicios ecosistémicos de gran valor como la captura de carbono. Dixon *et al.*, (1994, citado por Ordoñez y Maser, 2001) mencionan que los bosques templados o tropicales capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre participando con el 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo, siendo los principales almacenes de carbono el suelo, la vegetación y el mantillo, se conoce que la vegetación es en un mecanismo para la reducción de CO<sub>2</sub> a nivel global (Torres y Guevara, 2002) pero también se sabe que los contenidos de carbono en suelos es tres veces superior al contenido en la vegetación representando un almacén de aproximadamente 8 Gt C cantidad equivalente a las emisiones mundiales actuales de CO<sub>2</sub> (Ordoñez y Maser, 2001).

Dentro de las Áreas Naturales Protegidas se realiza un gran esfuerzo para contribuir a la mitigación del cambio climático, donde se almacena el 15% del carbono total del mundo, y mantienen procesos de captura constantemente, en el parque Nacional Izta-Popo se tiene como objetivo mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero y enriquecer la captura de carbono mediante la conservación de la cubierta forestal y restaurar y proteger los ecosistemas degradados para mejorar las reservas de carbono en el corto plazo (CONANP, 2014), siendo los sistemas ribereños una parte importante de los ecosistemas de bosques templados al tener una constante interacción con suelo agua y vegetación, que actúan como agentes transformados cuando los procesos químico y biológicos cambian la composición de los nutrientes (Granados *et al.*, 2006), jugando un importante rol en el ciclo de carbono, que al mismo tiempo influye con el ciclaje de otros elementos como el N, P, S.

El objetivo de esta investigación fue estimar contenido de carbono en suelo en bosques de especies perennifolias y caducifolias y su relación con el carbono en mantillo en sistemas ribereños dentro del Parque Nacional Izta-Popo y su zona de influencia.

## Materiales y métodos

Se realizaron muestreos mensuales en periodo de un año (febrero del 2013 a febrero del 2014), en suelos aledaños a ríos permanentes dentro del Parque Nacional Iztacíhuatl–Popocatepetl y su zona de influencia, a través de un gradiente altitudinal (2000 a 4000 m s.n.m.). Se realizó la caracterización ecológica de los sistemas ribereños estudiados, se determinó la vegetación arbórea más representativa, y se tomaron datos de humedad y temperatura ambiental en el momento del muestreo. Se delimitó un área de 30 m de ancho por 7 m de largo en ambos lados de los ríos, obteniendo un área de muestreo de 420 m<sup>2</sup>. Se tomaron submuestras de mantillo en cuadrantes de 0.0625 m<sup>2</sup> y se formó una muestra compuesta, obteniendo el CO en suelo usando el factor de 58% de C de su masa seca. Se tomaron submuestras de suelo de 0-20 cm de profundidad para el análisis de Materia Orgánica por el método de Walkle y Black para poder obtener el CO en suelo.

## Resultados y discusión

Los sistemas ribereños estudiados tuvieron temperaturas que oscilaron de 9.8 a 19.3 °C, la humedad ambiental varió de 30.4 a 89%. Se registraron 13 especies vegetales distintas, de los cuales seis fueron perennes y siete coníferas. En el Cuadro 1 se muestran las especies vegetales registradas y el rango de altitud donde fueron observadas.

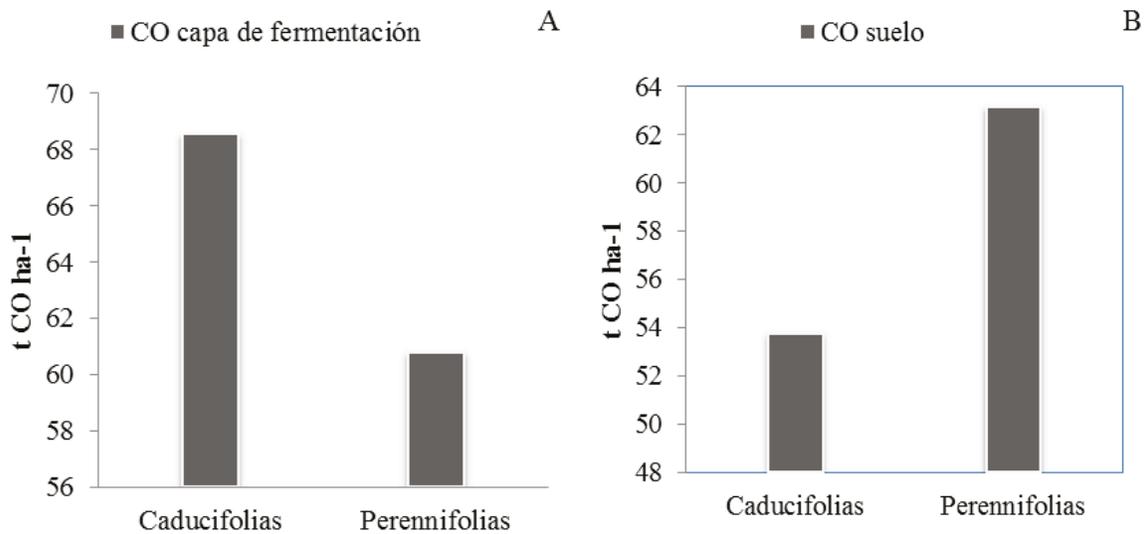
**Cuadro 1.** Contenidos de CO en suelo, capa de fermentación y mantillo, bajo las especies vegetales.

	Altitud	CO suelo	CO capa de fermentación	CO mantillo
	m s.n.m.	----- t ha <sup>-1</sup> -----		
<i>Salix babylonica</i>	2149	61.6	-	-
<i>Garrya</i> sp.	2272	<b>26.4</b>	<b>24.2</b>	19.8
<i>Clethra</i> sp.	2400-3166	52.2	100.8	8.9
<i>Alnus</i> sp.	2400-2744	<b>69.7</b>	<b>140.1</b>	14.1
<i>Quercus cracifolia</i> , <i>Quercus crassipes</i> y <i>Quercus</i> sp.	2546	46.4	46.4	<b>20.1</b>
<i>Arbutus xalapensis</i>	2744-3166	66.4	100.0	<b>8.4</b>
Promedio Des est		54±16	69±53	12±8
<i>Pinus patula</i>	2188-3166	54.0	48.6	13.4
<i>Cupresus</i> sp.	2272-2744	49.5	84.6	<b>15.2</b>
<i>Pinus teocote</i>	2351-2744	<b>42.3</b>	83.7	8.1
<i>Pinus pseudostrobus</i>	2928	<b>102.4</b>	57.6	<b>5.0</b>
<i>Abies religiosa</i>	2928-3166	77.9	47.5	6.9
<i>Pinus ayacahuite</i>	3118	67.2	<b>17.6</b>	9.5
<i>Pinus hartwegii</i>	3360-4059	49.1	<b>86.0</b>	5.2
<i>Juniperus motícola</i>	4059	43.0	-	-
Promedio Des est		63±21	61±26	9±4

Números en negritas indican valores bajos y altos.

Se observó que en sistemas ribereños correspondientes a sitios bajos, los cuales están ubicados en la zona de influencia del Parque Nacional Izta-Popo (menores a los 3600 m s.n.m.) se encontraron principalmente especies caducifolias, algunas de estas especies son consideradas indicadoras de perturbación como *Alnus* sp. (Rzedowski *et al.*, 2005) y otras se asocian con bosques de pinos como *Arbutus xalapensis* y *Quercus* sp. Especies perennes como *Cupresus* sp., *Pinus teocote*, *Pinus patula* y *Pinus pseudostrobus* se registraron bajo esta misma altitud, localizadas en sitios que cuentan con un grado mayor de preservación. *Pinus hartwegii* dominó en altitudes mayores a los 3600 m s.n.m., además se encontró un ejemplar de *Juniperus montícola*, los cuales se encuentran en zonas protegidas por la CONANP.

Géneros como *Buddleja* sp., *Cestrum* sp., *Senecio* sp., *Baccharis* sp., *Epatorium* sp., *Muhlenbergia* sp., y *Lupinus montanus* fueron especies no arbóreas que se encontraron a través del gradiente altitudinal.



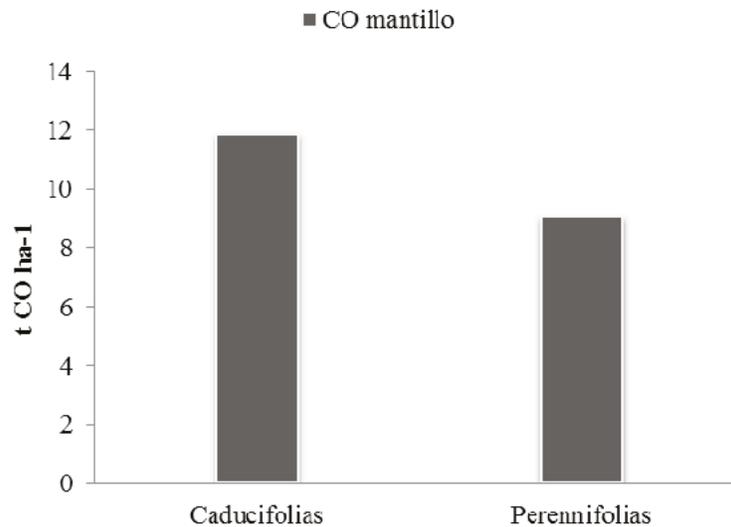
**Figura 1.** Contenidos de CO: A) en capa de fermentación en especies caducifolias y perennifolias, y B) en suelo en especies caducifolias y perennifolias.

En la Figura 1A se observa que el CO en capa de fermentación fue ligeramente mayor en especies caducifolias con respecto a especies perennifolias, pues existe un aporte constante de material vegetal al suelo ribereño que es descompuesto de manera rápida, generando acumulación de materia orgánica en la capa superficial del sustrato, por lo tanto existe una mayor concentración de CO bajo estas especies. *Alnus* sp fue el género con la mayor cantidad de CO en este compartimento, un estudio en Oaxaca donde se comparó la concentración de carbono en mantillo bajo diferentes tipos de vegetación entre ellos *Alnus* sp. y *Quercus* sp. donde se observó que el primer género tuvo la mayor concentración de CO de mantillo (Figueroa-Navarro *et al.*, 2005) lo que podría explicar el origen de las altas concentraciones bajo esta misma especie. Las especies con las menores concentraciones fueron *Garrya* sp y *Quercus* sp., Al contrario de lo que ocurre con los aportes de CO contenidos en la capa de fermentación de especies caducifolias, las especies perenes aportan lentamente material orgánico al suelo, siendo la capa de fermentación bajo *Pinus ayacahuite* el de menor contenido de CO. La capa de fermentación bajo de *Pinus hartwegii* tuvo el mayor contenido de CO atribuyéndoselo a la baja tasa de mineralización por factores climáticos como las bajas temperaturas, que aunque las contribuciones externas son bajas, la transformación se realiza de manera gradual.

Los contenidos de CO en suelo ribereños también variaron ligeramente entre especies caducifolias y perennifolias como se observa en la Figura 1B; sin embargo la concentración de CO en suelo fue mayor bajo especies perennifolias. Para la vegetación caducifolia el suelo bajo *Garrya* sp. también se encontró el menor contenido de CO, debido a que este género se encontró en sitios ribereños altamente perturbados, cercanos a áreas urbanas. Debido a suelos compactos y a la pobre diversidad de especies vegetales, es probable que el material orgánico sea muy poco o tal vez no ha sido transformado. Como se mencionó anteriormente *Alnus* sp es una especie indicadora de perturbación, la mayor concentración de CO en suelo de vegetación caducifolia puede deberse a esta existan factores antrópicos que impiden que el CO sea tomado para la respiración o se lleven a cabo procesos metabólicos de la biota edáfica (Martínez *et al.*, 2008).

Causas similares pueden explicar los altos contenidos de CO bajo especies perennifolias donde factores ecológicos como las bajas temperaturas y alta humedad determinan que exista baja actividad microbiana, la cual es encargada del ciclaje del CO. Otro factor importante son los componentes de la lignina el cual es un componente recalcitrante de la madera que estabiliza el CO durante décadas (Pérez-Ramírez *et al.*, 2013). En suelos ribereños donde se estableció *Pinus pseudostrabus* se encontró

el mayor contenido de CO de vegetación perennifolia, por otra parte en suelos donde *Pinus teocote*, *Cupressus* sp., *Pinus hartwegii* y *Juniperus motícola* que fueron especies donde el contenido de CO fue menor.



**Figura 2.** Contenidos de CO en vegetación caducifolia y perennifolia.

Los aportes de mantillo al suelo sin duda son una parte importante en ecosistemas forestales pues representan un reservorio dinámico de carbono (Barrales, 2013), los contenidos de CO en las diferentes especies forestales es altamente variable, Reyes-Carrera *et al.*, en el 2013 realizaron un estudio de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* donde concluyen que las tasas de deposición de mantillo son dependientes de la especie, edad, densidad arbórea y microclima del sitio, y también mencionan que la temperatura y el viento determina los aportes de hojarasca. Como se muestra en la Figura 2 se encontró mayor contenido de CO en mantillo de especies caducifolias bajo suelos donde se establece el *Quercuss cracifolia*, *Quercus crasipes* y *Quercus* sp. Por otra parte, para la vegetación perennifolia en general tuvieron valores similares pero en suelos bajo especies de *Cupressus* sp. tuvieron el mayor contenido de CO de mantillo.

## Conclusiones

En general los contenidos de CO en capa de fermentación y suelo dependen de los aportes de CO en mantillo que son depositados por las diferentes especies vegetales. Aunque las especies caducifolias y perennifolias se establecen en condiciones ecológicas específicas y muestran características diferentes en su estructura, los contenidos de CO fueron ligeramente diferentes, por otra parte, factores como la altura, el microclima, el grado de perturbación fueron condiciones que afectaron los contenidos de CO en suelo, capa de fermentación y mantillo.

## Bibliografía

- Barrales E. 2013. Balance de carbono y tasa de descomposición de mantillo y horizontes de fermentación de suelos forestales. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, México.
- Challenger A. 2003. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. 17-44. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Editores Sánchez O., E. Vega, E. Peters, Monroy-Vilchis. 2003. Instituto Nacional de Ecología D. F., México



- CONANP. 2014. Programa de manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Figueroa-Navarro C., J. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Martínez, M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes sitios de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra Latinoamericana* 23:57-64.
- Granados D., M. Hernández, G. López. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Ciencias Forestales y del Ambiente* 12:55-69.
- Martínez E., P. Fuentes, E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 8:68-96
- Ordoñez J., O. Maser. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7:3-12.
- Pérez-Ramírez S., I. Ramírez, P. Jaramillo-López, F. Bautista. 2013. Contenidos de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19:157-173.
- Reyes-Carrera S., J. Méndez-Gonzales, J. Nájera-Luna, J. Cerano-Paredes. 2013. Producción de hojarasca en un rodal de *Pinus cembroides* Zucc. en Arteaga, Coahuila, México y su relación con las variables climáticas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19:147-155
- Rzedowski G., J. Rzedowski. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2ª ed., 1ª reimp., Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán). 1406 pp.
- Torres J., A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Distrito Federal, México* 63:40-59.

## 1.29 Contenidos de carbono en suelos forestales de ribera de dos cuencas de la Reserva de la Biósfera los Volcanes

Martínez-Cohetero Juan F.<sup>1</sup>; Hidalgo-Moreno Claudia<sup>1</sup>; Etchevers-Barra Jorge<sup>1</sup>; Sandoval Aparicio Juan C.<sup>2</sup>; Guerra-Hernández Eloisa A.<sup>2</sup> y Cruz-Flores Gerardo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.  
Autor para correspondencia: jfranmtzc@hotmail.com

<sup>2</sup>Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, L-8 PA UMIEZ, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, Campus II, Batalla 5 de Mayo S/N esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, D.F., México.

### Resumen

El objetivo del trabajo fue estimar contenidos de carbono en algunos reservorios del sistema suelo-vegetación-agua en ecosistemas ribereños en dos cuencas hidrológicas con cabeceras en los lados Este y Oeste del Iztaccíhuatl. La investigación se realizó en ocho sitios distribuidos en cuatro pisos altitudinales para representar ambientes de alta y media montaña de los Valles de las cuencas de México y del Alto Balsas. Se delimitaron transectos de 100 m de largo y 2, 5 y 10 m de amplitud respecto a los arroyos. Se determinaron contenidos de carbono en suelo, mantillo y biomasa microbiana y concentración de carbonatos (alcalinidad) en los arroyos. En los ecosistemas ribereños de la cuenca del Valle de México se encontraron valores de 1.7 g CBM kg<sup>-1</sup>, C en mantillo de 1.2 a 0.5 kg C m<sup>-2</sup> mientras que en los ecosistema ribereños de cuenca alta del Balsas, los valores de CBM fueron ligeramente inferiores 1.1 g CBM kg<sup>-1</sup>, C en mantillo 0.9 a 0.5 kg C m<sup>-2</sup>, en cuanto a la alcalinidad, ésta fue mayor en el alto Balsas con 60 mg CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> y 40 CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> en la cuenca de México. El carbono en agua fue similar (9 a 12 ppm) en siete sitios de ambas cuencas, en el sitio de San Nicolás de los ranchos se encontró un valor del doble de carbono que fue de 25 ppm, ya que en este lugar paso de ser forestal a agrícola.

**Palabras clave:** sistema ribereño, carbono, captura de CO<sub>2</sub>, mantillo.

The objective was to estimate carbon contents in some reservoirs of soil-vegetation-water system in riparian ecosystems on two watersheds with headwaters in the East and West sides of Iztaccihuatl. The research was conducted at eight sites in four altitudinal to represent environments and high mountain Valleys of the Basin of Mexico and Alto Balsas. Transects of 100 m long and 2, 5 m wide and 10 relative to the streams were delimited. Carbon contents were determined in soil, humus and microbial biomass and concentration of carbonates (alkalinity) in streams. In the riparian ecosystems of Mexico Valley watershed values CBM 1.7 g kg<sup>-1</sup>, C is found in litter 1.2 to 0.5 kg C m<sup>-2</sup> while in the coastal ecosystem upper basin of Balsas, the values of CBM were slightly lower than 1.1 g CBM kg<sup>-1</sup>, C litter 0.9 to 0.5 kg C m<sup>-2</sup>, as to the alkalinity, this was greater in the high rafts with 60 mg CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> and 40 CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> in Mexico basin. The carbon in water was similar (9-12 ppm) at seven sites of both basins, on the site of San Nicolas de los ranchos a value double carbon was 25 ppm was found, because in this place went from being forest to agriculture.

**Key words:** coastal system, carbon capture CO<sub>2</sub>, litter.

### Introducción

Los bosques ribereños se consideran importantes ya que con frecuencia son excepcionalmente fértiles y productivos, su extensión es clave para la captación de dióxido de carbono y generación de

oxígeno, además son un hábitat ideal para un gran número de especies animales y vegetales, funcionan como zonas de recarga de aguas subterráneas y regulan el microclima del río (Granados *et al.*, 2006). Su principal función es la de filtración en los procesos fluviales, disminuir la velocidad de la corriente, favorecer la sedimentación, reducir la turbidez del agua, fijar los nutrientes, reforzar y estabilizar las orillas (Ureña y Ollero, 2000). La estimación de los capitales de carbono en los ecosistemas ribereños es fundamental para entender las consecuencias de la transformación de los ecosistemas naturales con propósitos de cambio de uso de suelo (forestal, conservación y agrícola). A pesar de la importancia del reservorio de carbono, en particular en los bosques templados del país, la información publicada sobre capitales de carbono y de las emisiones debidas a las perturbaciones naturales o al cambio de uso del suelo es aún escasa, son pocos los estudios donde se han cuantificado los almacenes de carbono en los ecosistemas ribereños como un todo, incluyendo el sistema suelo-agua-vegetación.

El almacén de carbono biogénico en los ecosistemas acuáticos es fundamental para el balance de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. En los ecosistemas acuáticos este proceso implica el retiro de cada molécula de carbono biogénico del ciclo del carbono en la escala de tiempo grande, es decir, por más de 100 años. (Escobar *et al.*, 2008). El objetivo del trabajo fue estimar contenidos de carbono en algunos reservorios del sistema suelo-vegetación-agua en ecosistemas ribereños en dos cuencas hidrológicas con cabeceras en los lados Este y Oeste del Iztaccíhuatl.

## Materiales y métodos

### Zona de estudio

El estudio se realizó en la Reserva de la Biosfera de los Volcanes la cual se encuentra en la parte centro-oriental del Eje Volcánico Transversal, ocupando una parte sustancial de la Sierra Nevada. Se localiza entre las coordenadas extremas 18°59'00.43" y 19°28'09.44" de latitud Norte y 98°34'55.88" y 98°46'40.95" de longitud Oeste. Abarca una superficie de 39 000 819.086 ha (Figura 1). Sus geoformas (sierra, conos volcánicos y laderas) son de origen volcánico, predominando rocas basálticas y andesitas. Su rango altitudinal va desde los 3000 a los 5 480 m s.n.m.

De acuerdo con la clasificación de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), las unidades de suelo presentes en el área del Parque son: Litosoles, Regosoles, Andosoles, Cambisoles, Fluvisoles (CONANP, 2012). Los suelos que abundan en el Estado de México son los Andosoles, Arenosoles, Phaeozems, Regosoles y Vertisoles, para el Estado de Morelos Andosoles, Arenosoles, Phaeozems y Leptosoles y para el Estado de Puebla son los Vertisoles, Phaeozoms, Regosol, Litosol, Andosol, Alisoles, Arenosoles, Leptosoles y Cambisoles (SEMARNAT, 2002). Debido a su topografía y ubicación, la Reserva tiene una variedad de climas que van del templado húmedo a los climas frío y muy frío; la temperatura disminuye con la altura a razón de 0.68 °C por cada 100 m. La vegetación que se encuentra en el Estado de México es: *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *P. pseudostrobus*, *P. rudis*, *P. teocote*, *P. leiophylla*, *Quercus laurina*; otras especies son: *Cornus disciflora*, *Garrya laurifolia*, *Ilex toluhana*, *Meliosa dentata*, *Oreapnax xalapensis*, y *Prunus brachybotrya*. Vegetación de zacatonal: *Festuca toluhensis*, *F. livida*, *F. amplissima*, *Calamagrotis toluhensis*, *Muhlenbergia quadridentata*, *Trisetum spicatum*, *Agrostis toluhensis* y *Poa orizabensis*. Del Estado de Puebla sólo se menciona que existe *P. ayacahuite*, *Agnus mexicana*, *Abies religiosa*, bosque de pino, bosque de pino-encino y zacatonal (SARH, 1993).

De acuerdo con el Ordenamiento Ecológico de la Reserva de la Biosfera los Volcanes, se divide en cuatro subcuencas, estas son: en el flanco occidental, la subcuenca denominada Chalco-Textcoco, del lado Oeste y Suroeste la subcuenca de Cuautla-Yautepec ambas tributarias de la cuenca del río Balsas se reúnen dos subcuencas, la del río Cuautla y la del Yautepec. En la parte Este se encuentran dos subcuencas, ambas también pertenecientes a la gran cuenca del río Balsas. Al Norte, la subcuenca del Río Atoyac; al Sur de este flanco oriental, la subcuenca del río Nexapa.



**Figura 1.** Reserva de la Biosfera los Volcanes (fuente propia a partir de datos recopilados).

### Metodología

La investigación se realizó en sitios con diferente uso de suelo en las cuencas de México y del Alto Balsas en la Reserva de la Biosfera los Volcanes (forestal, conservación y agrícola), para la ubicación se utilizaron cartas topográficas de INEGI, E14 B41 Amecameca y E14 B42 Puebla Huejotzingo. Se delimitaron transectos a lo largo del arroyo de 100 m y de 2, 5 y 10 m de ancho en ambos lados de los arroyos. Para la caracterización de suelos se tomaron 12 muestras por sitio de 0 a 20 cm de profundidad, a las cuales se midió pH (1:2) con agua, materia orgánica (método de Walkley y Black 1934, citados en Jackson, 1964). Se tomaron doce muestras de 0 a 10 cm de profundidad para la determinación de carbono de biomasa microbiana (CBM) por el método de fumigación incubación por medición estequiométrica de CO<sub>2</sub> (Powlson *et al.*, 1987; Shan-Min *et al.*, 1987) modificado por Cruz Flores y Granados (2002) (citados en Granados, 2003). En las muestras de agua se determinó *in situ* la alcalinidad por el método de la fenolftaleína (APHA-AWWA-WPCF, 1992), para determinar el carbono orgánico disuelto (COD), se tomó una muestra de agua con una botella de plástico, en el laboratorio se filtró una alícuota de 10 ml a la cual se le realizó la medición, en un analizador automatizado modelo TOC-V CSN, para la determinación del carbono en mantillo se realizaron cuadrados de 25 x 25 cm las muestras se colocaron en bolsas de papel y se secaron en una estufa a una temperatura de 60 °C, hasta obtener el peso constante, el carbono se determinó por el método de peso seco, tomando en cuenta que de la materia seca el 58% es carbono.

### Resultados y discusión

Los sitios visitados en la cuenca del Valle de México estuvieron en un rango altitudinal de 2560 a 3755 m s.n.m., en la cuenca del Balsas fue de 2566 a 3863 m s.n.m., en ambas cuencas la vegetación dominante de mayor a menor altitud está compuesta por bosque de *Pinnus hartwegii* en asociación con zacatonal, *Festuca sp*, *Muhlenbergia sp*, Bosque de *Abies religiosa*, *Buddleia cordata* Kunth. (Tepozan), *Juniperus sp.*, alnus, y encino. El tipo de suelo es similar en toda el área de estudio predominando el Andosol vitrico (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Sitios de estudio en la Reserva de la Biósfera los Volcanes.

Sitio		Altitud m s.n.m.	Coordenadas		Uso de suelo	Vegetación	Tipo de suelo
			UTM ---X--- ---Y---				Miehlich (1981)
Cuenca del Valle de México	Puerto Amalacaxco	3755	536508	2113532	Forestal	<i>Pinnus hartwegii</i> , <i>Festuca</i> sp, <i>Muhlenbergia</i> sp	Andosol vítrico
	Cañada Amalacaxco	3626	535347	2112636	Forestal	<i>Pinnus hartwegii</i> , <i>Festuca</i> sp, <i>Muhlenbergia</i> sp	Andosol vítrico
	Potrero	3462	533992	2111957	Forestal perturbado	<i>Abies religiosa</i>	Andosol vítrico
	Tomacoco	2560	527601	2112905	Agrícola-urbano	<i>Buddleia cordata</i> Kunth (Tepozan), <i>Juniperus</i> sp	Cambisol eútrico-Regosol térmico
Cuenca del Alto Balsas	Apatlaco I	3863	537329	2114548	Forestal	<i>Pinnus hartwegii</i> <i>Festuca</i> sp, <i>Muhlenbergia</i> sp	Andosol vítrico, Andosol húmico
	Apatlaco II	3560	539373	2112518	Forestal	<i>Pinnus hartwegii</i> , <i>Festuca</i> sp, <i>Muhlenbergia</i> sp	Andosol vítrico
	Buenavista	3220	542717	2111507	Forestal perturbado	<i>Abies religiosa</i>	Andosol vítrico Regosol térmico-
	San Nicolás de los Ranchos	2566	549877	2112130	Agrícola-urbano	<i>Alnus</i> , encino	Cambisol eútrico

Los valores de pH fueron de 5.1 a 6.3 lo que de indican propiedades moderadamente acidas (NOM-021-RECNAT, 2000). Suastegui (2009), reporta valores de pH del suelo de 5.1 a 6.3, para el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. El valor promedio de la conductividad eléctrica (CE) fue 0.06 A 0.24 dS m<sup>-1</sup>, lo que indica características pocas salinas, se considera que estas condiciones se deben en general a la cantidad de MOS y al origen ígneo del suelo de tendencia ácida. Los valores concuerdan con 0.03 a 0.07 dS m<sup>-1</sup>, reportados por León en 2007 (Cuadro 2).

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) es de suma importancia en suelos forestales gracias a su papel en el almacenamiento y disponibilidad de nutrimentos y reservorio de C y la principal fuente de N, es fuente de energía de la biomasa microbiana, influye en la retención de humedad y la capacidad de intercambio de cationes, da estructura al suelo (Fassbender y Bornemisza 1987; Ussiri y Jhonson 2007). El porcentaje de materia orgánica se encontró entre 4.8 y 7.9 valores que indican un porcentaje de MOS de bajo a medio que de acuerdo con la NOM-021-RECNAT (2000), para suelos volcánicos.

**Cuadro 2.** Parámetros físicos y químicos del suelo.

Sitio		Altitud	pH	C.E	MO	CBM
		m s.n.m.		dS m <sup>-1</sup>	%	g CBM kg <sup>-1</sup>
Cuenca del Valle de México	Puerto Amalacaxco	3755	5.9	0.4	6	1.7
	Cañada Amalacaxco	3626	5.3	0.06	5.7	ND
	Potrero	3462	5.1	0.5	5.6	ND
	Tomacoco	2560	6.3	0.17	4.8	ND
Cuenca del Alto Balsas	Apatlaco I	3863	6	0.24	7.9	1.1
	Apatlaco II	3560	6	0.18	7.2	ND
	Buenavista	3220	6.2	0.17	5.4	ND
	San Nicolás de los Ranchos	2566	6.3	0.15	5.2	ND

C.E= conductividad eléctrica, MO= materia orgánica, CBM= carbono de biomasa microbiana, ND= no determinado.

El Cuadro 3 plasma los resultados de las muestras de agua de la Cuenca del Valle de México y de la del Alto Balsas; los valores de pH en ambas cuencas fueron neutros, de 6.5 a 8; de acuerdo con la NMX-AA-008-SCFI (2011), los límites establecidos para aguas naturales deben encontrarse entre 6.5 a 8.5, es decir entre neutra y ligeramente alcalina. La alcalinidad en el agua es su capacidad para reaccionar o neutralizar iones hidronio (H<sub>3</sub>O<sup>+</sup>), hasta un valor de pH igual de 4.5, se debe principalmente a la concentración de carbonatos, bicarbonatos de calcio, sodio y magnesio e hidróxidos presentes en una solución (APHA-AWWA-WPCF, 1992; Wetzel, 2001).

Los valores obtenidos de la alcalinidad *in situ* en seis sitios fue baja (26 a 60 mg de CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>), y un valor medio en dos sitios de 88 a 93 mg de CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> (Cuadro 4), esto debido a que en un rango de pH de 4.5 a 8, el agua solo tienen bicarbonatos, lo que se comprobó al realizar las determinaciones ya que al agregar la fenolftaleína no hubo cambio de color indicando la ausencia de iones carbonatos. El carbono orgánico en agua fue similar en los sitios, exceptuando el sitio de San Nicolás de los Ranchos, donde el carbono orgánico fue mayor: 25.4 ppm, esto se le atribuye la actividad antrópica que ahí se realiza (agricultura y ganadería).

**Cuadro 3.** Parámetros químicos en agua.

Sitio		Altitud	pH	Alcalinidad	Carbono orgánico
		m s.n.m.		mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	ppm
Cuenca del Valle de México	Puerto Amalacaxco	3755	7.5	40b	11.4
	Cañada Amalacaxco	3626	7.3	93m	10.4
	Potrero	3462	7.3	40b	11.5
	Tomacoco	2560	7.4	26b	12
Cuenca del Alto Balsas	Apatlaco I	3863	8	60b	9
	Apatlaco II	3560	6.9	38b	10.5
	Buenavista	3220	6.5	36b	10
	San Nicolás de los Ranchos	2566	6.9	88m	25.4

b= bajo, m= medio, A= alto.

El mantillo es la capa de residuos orgánicos (restos vegetales y animales) que yacen sobre la superficie del suelo de las comunidades vegetales después de la caída de la hojarasca. Es una reserva de nutrientes a largo plazo. Los valores de carbono se encontraron en un rango de 0.4 a 1.2 kg de C m<sup>-2</sup>, en las dos cuencas.

**Cuadro 4.** Carbono en mantillo.

Sitio		Altitud	Mantillo
		m s.n.m.	kg de C m <sup>-2</sup>
Cuenca del Valle de México	Puerto Amalacaxco	3755	1.2
Cuenca del Alto Balsas	Cañada Amalacaxco	3626	0.4
	Potrero	3462	0.5
	Tomacoco	2560	0.5
Cuenca del Alto Balsas	Apatlaco I	3863	0.9
	Apatlaco II	3560	0.5
	Buenavista	3220	0.7
	San Nicolás de los Ranchos	2566	0.5

**Conclusiones**

Se observó un incremento del doble en la concentración de carbono orgánico en el agua en donde el cambio de uso de suelo fue de forestal a agrícola.

El carbono en matillo disminuyó conforme a la altitud y al cambio de uso de suelo, cerca de un 50% respecto a los valores que se tuvieron en las cabeceras de las cuencas.

**Bibliografía**

- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Edición 17. Ed. Díaz Santos. Washington. 1995 pp.
- CONANP. 2012. Plan de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Escobar E., M. Maass, J. Alcocer, E. Azpra, L. Falcón, A. Gallegos, F. García, F. García-Oliva, V. Jaramillo, R. Lecuanda, V. Magaña, A. Martínez-Yrizar, A. Muhlia, R. Rodríguez, J. Zavala-Hidalgo. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas. *En*: Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 161-189.
- Fassbender H., E. Bornemisza. 1987. Química de suelos de América Latina. Ed. IICA, San José Costa Rica.
- Granados D. M. 2003. Calidad del suelo y estado nutrimental del género *Pinus* en la vertiente occidental del Iztaccíhuatl y Popocatepetl. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Granados D., M. Hernández, G. López. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del ambiente* 12:55-69.
- Jackson M. L. 1964. Análisis químico de suelos. Traducción al español de J. Beltrán. Omega. Barcelona, España.
- León H. M. 2007. Estimación del contenido de C en suelos de bosques templados y su relación con la calidad del suelo. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Miehlich G. 1991. Chronosequences of volcanic ash soils. *En*: Fundación Almena para la investigación científica. Comunicaciones 15:15-217.
- NMX-AA-008-SCFI. 2011. NMX-AA-008-SCFI-2011 (cancela a la NMX-AA-008-SCFI-2000), que establece el análisis de agua -determinación del ph- método de prueba. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México.
- NOM-021-RECNAT. 2000. NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México.
- Powlson D. S., P. C. Brookes, B. T. Christensen. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to Straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19:159-164.
- SARH. 1993. Diagnóstico del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, México, Puebla, Morelos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. Consultores de Ecología y Medio ambiente. 52 pp.
- Shan-Min S., P. C. Brookes, D. S. Jenkinson. 1987. Soil respiration and the measurement of microbial biomass C by the fumigation technique in fresh and in air-dried soil. *Soil Biology and Biochemistry* 19:153-158.

- SEMARNAT. 2002. Indicadores para la evaluación del desempeño ambiental. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Reporte 2000. D. F., México.
- Suastegui M. E. 2009. Contribución de la actividad ureasa a la liberación de nitrógeno en suelos de uso agrícola y forestal. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ureña J., A. Ollero. 2000. Criterios y propuestas para la ordenación de áreas fluviales. Ciudad y Territorio, Estudios Territoriales 126:689-710.
- Ussiri D. A., C. E. Jhonson. 2007. Organic matter composition and dynamics in a northern hardwood forest ecosystem 15 years after clear-cutting. Forest Ecology and Management 240:131-142.
- Wetzel R. 2001. Limnology Lake and River Ecosystems. Third Edition. Academic Press. California, USA. 575 pp.



## 1.30 Evolución de CO<sub>2</sub> y carbono de biomasa microbiana (CBM) de suelos ribereños en ecosistemas de montaña

Romero-López Christian A.<sup>1</sup>; Cruz-Flores Gerardo<sup>1</sup> y Guerra-Hernández Eloisa A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Edafología y Nutrición Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Batalla 5 de mayo S/N esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, CP 09230, Iztapalapa, D.F., México.  
Autor para correspondencia: edaynuve@gmail.com

### Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la evolución de CO<sub>2</sub> y contenidos de CBM en bosques templados de zonas de montaña no ribereñas y ribereñas en los ríos de las cuencas Nexapa y Atoyac afectados por diferente uso de suelo, exposición (solana-umbría) y tipo de vegetación con la finalidad de utilizarlos como indicadores de calidad de los suelos. El estudio se realizó en la zona de influencia del Parque Nacional Izta-Popo en 16 sitios distribuidos entre 2270 y 4100 m s.n.m. Se hizo la caracterización ecológica y la toma de muestras representativas de suelo de 0-10 cm de las zonas ribereñas (cuadrantes de 30 m x 7 m) y de las no ribereñas en sus exposiciones solana y umbría. Se determinó CO<sub>2</sub> y CBM por el método de fumigación-incubación. Al comparar los contenidos de CBM entre los suelos ribereños y no ribereños, los valores más altos se encontraron en los suelos ribereños; así mismo, los contenidos de CBM fueron mayores en la ladera umbría respecto a la solana, ya que en estas zonas se puede filtrar una gran cantidad de radiación solar que modifica las condiciones de humedad, temperatura y aportaciones de MOS al suelo, por lo que las condiciones óptimas que genera la ladera de umbría influyen en la actividad de los microorganismos para permitir que la MOS sea reciclada con mayor eficiencia. Se comprobó que si las emisiones de CO<sub>2</sub> disminuyen, aumentan los contenidos de CBM.

**Palabras claves:** exposición, biomasa microbiana, ribereña.

### Abstract

The objective of this study was to determine the evolution of CO<sub>2</sub> and contents of CBM in temperate coastal zones and coastal mountain not in the rivers of the Atoyac river Nexapa and affected by different land use, exposure (sunny-shady) and type forests vegetation in order to use them as indicators of soil quality. The study was conducted in the area of influence of Izta-Popo National Park in 16 sites distributed between 2270 and 4100 m a.l.s. Ecological characterization, representative samples of soil 0-10 cm of coastal areas (quadrants of 30 m x 7 m), and non-riparian sunny and shady in their exhibitions are made. CO<sub>2</sub> and MBC was determined by the fumigation-incubation method. By comparing the contents of CBM between riparian and non-riparian soils, the highest values were found in riparian soils; Likewise, the contents of CBM were higher in the shady side regarding the laundry, since in these areas can filter a large amount of solar radiation that modifies its conditions of humidity, temperature and MOS input from the ground, so generating optimal conditions shady slope influence the activity of microorganisms to allow the MOS be recycled more efficiently. It was found that if CO<sub>2</sub> emissions decrease, increase the contents of CBM.

**Keywords:** exhibition, microbial biomass, riparian.

## Introducción

El cambio climático se define como las modificaciones termodinámicas que ocurren en la atmósfera a escala global, como consecuencia del incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) entre los cuales el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el gas más importante en el calentamiento del planeta (IPCC, 2007). Esto afecta directamente las actividades económicas del hombre y genera cambios en el medio ambiente (Galeana, 2008). En México la contribución del sector rural a la emisión de CO<sub>2</sub> corresponde a 30.6% del total de las emisiones, las cuales se atribuyen principalmente al cambio de uso del suelo y a la deforestación. Además del sistema radical de las plantas superiores, las emisiones de CO<sub>2</sub> en el suelo se atribuyen principalmente a la actividad de los microorganismos, organismos importantes en la descomposición y mineralización de la materia orgánica. El CO<sub>2</sub> en los ecosistemas forestales proviene de la oxidación de los residuos orgánicos acumulados en suelo y en la superficie de la tierra, estos residuos al desaparecer del bosque desprotegen y exponen al suelo a una intensa mineralización microbiana.

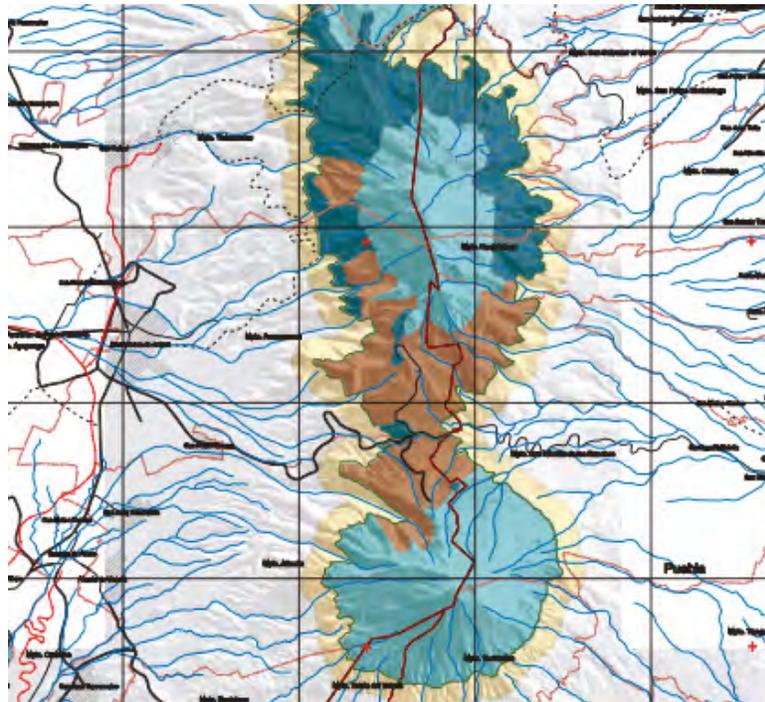
Los microorganismos juegan un papel importante en muchos procesos del suelo, como la descomposición y mineralización de nutrientes, además se ha demostrado que la materia orgánica del suelo (MOS) es principalmente de origen microbiano (hasta 80%) (Kindler *et al.*, 2006; Simpson *et al.*, 2007). El término biomasa microbiana del suelo (BMS) se utiliza para describir la masa total de microorganismos presentes en un terreno ya sea como células vivas, sus productos o la biomasa muerta (Kramer *et al.*, 2010; Miltner *et al.*, 2011) representando en promedio de 1 a 3% del carbono orgánico total en suelo (COS), pero por ser una fracción muy lábil, recicla cantidades significativas de nutrientes reconociendo así, su importancia como un indicador sensible al cambio en el contenido de MOS total en cortos períodos de tiempo; por lo que la mineralización del carbono está fuertemente relacionada con los parámetros químicos, físicos y biológicos del suelo (Kye-Han y Shibu, 2003).

Los bosques templados y las zonas de ribera son regiones que brindan tanto bienes, como servicios ambientales para el hombre, con gran importancia histórica, socioeconómica, cultural y eco-geográfica, factores de importancia para su conservación. Los Servicios Ambientales del Bosque (SAB) son los beneficios que la población recibe de los diferentes ecosistemas forestales como es la captación y filtración de agua, retención de suelo y secuestro de carbono (CONAFOR, 2013). Por lo anterior, es necesaria la evaluación integral de los suelos, en términos de su funcionamiento, aptitud y vulnerabilidad, mediante el uso de herramientas importantes como los indicadores edáficos que ayuden a la determinación de la calidad del suelo. El objetivo de este trabajo fue determinar la evolución de CO<sub>2</sub> y contenidos de CBM en bosques templados de zonas de montaña no ribereñas y ribereñas en los ríos de las cuencas Nexapa y Atoyac afectados por diferente uso de suelo, exposición (solana-umbría) y tipo de vegetación con la finalidad de utilizarlos como indicadores de calidad de los suelos.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

El estudio se realizó en el Parque Nacional Izta-Popo (PNIP) que se localiza en la parte centro-oriental del Eje Volcánico Transversal geográficamente ubicado siguientes coordenadas extremas: 18°59'00.43" y 19°28'09.44" de latitud Norte y 98°34'55.88" y 98°46'40.95" de longitud Oeste como se muestra en la Figura 1, cuya extensión es de 39 819.086 ha (CONANP, 2013).



**Figura 1.** Parque Nacional Izta-Popo. Imagen tomada de CONANP, 2013.

Se analizaron 16 sitios representativos de unidades ambientales homogéneas, delimitados con base a un criterio topográfico y a la distribución altitudinal entre 2200 y 4100 m s.n.m. que son concordantes con cambios de uso de suelo y del tipo de vegetación, cuyas especies corresponden a los tipos de bosques templados (*Pinus* sp, *Abies* sp y *Quercus* sp.) y vegetación secundaria asociada a ellos (*Arbutus xalapensis*, *Alnus firmifolia*, *Buddleja cordata*, *Senecio* sp). Para los análisis físicos y químico de los suelos de cada sitio, se colectaron muestras de manera aleatoria un grupo de cinco submuestras con una profundidad de 0 a 20 cm dentro de cuadrantes de 30 m x 7 m paralelos al río. Para determinar la evolución de CO<sub>2</sub> y los contenidos de CBM de los suelos, dentro de los cuadrantes ya señalados se colectó otro grupo de diez submuestras con una profundidad de 0-10 cm con un método sistemático aleatorio (cinco de ellas muy cercanas al río entre 1 y 2 m) y cinco a mayor distancia sin rebasar los 7 m de los cuadrantes. Todas las submuestras de cada grupo se mezclaron y homogenizaron para formar muestras compuestas, el primer grupo se trasladó al laboratorio, se secaron al aire y tamizaron con malla 2 mm almacenándolas en frascos de plástico hasta el momento de los análisis. El segundo grupo de muestras fue guardado en bolsas de cierre hermético previamente etiquetadas para su identificación almacenándolas a 4 °C para disminuir la actividad de los microorganismos y evitar la pérdida de humedad. Lo anteriormente descrito se realizó en los suelos ribereños de ambos lados del río para estudiar el efecto de solana y umbría que se presenta en la mayoría de cañadas orientadas de Oeste a Este en la cuenca alta de la región del Alto Balsas, y para comparar la actividad microbiana entre suelos ribereños con los suelos extraribereños (fuera de los cuadrantes señalados). Las variables evaluadas como indicadores de calidad del suelo fueron: carbono de la biomasa microbiana y la evolución de CO<sub>2</sub> estimado por el método de fumigación e incubación (Powlson *et al.*, 1987).

## Resultados y discusión

Los sitios ribereños estudiados se distribuyen entre los 2200 y 4100 m s.n.m y presentaron flujo de agua y en algunos casos se encontraron cerca del manantial. Se distinguieron seis usos de suelos

(forestales los cuales se podían encontrar conservados (2 sitios) y perturbados (4 sitios); agrícolas (4 sitios), acuícolas (un sitio), urbanos (2 sitios) y pastizales (2 sitios)). La vegetación arbórea se compone principalmente de *Pinus* sp, *Abies* sp y *Quercus* sp. y vegetación secundaria asociada a ellos correspondiente a *Arbutus xalapensis*, *Alnus acuminata*, *Buddleja cordata*, *Senecio* sp. La región es caracterizada principalmente por presentar suelos de tipo Andosol, Regosol, Cambiosol, Leptosol y Antrosol (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Características principales de los sitios de trabajo en el PNIP y zona de influencia.

Localidad	Altitud m	Uso suelo	Vegetación	Grupo de suelo
San Rafael Tlanalapa I	2272	UR	<i>Garrya sp, Cupressus sp, Pinus patula</i>	Antrosol
San Rafael Tlanalapa II	2280	AG	<i>Garrya sp, Cupressus sp, Pinus patula</i>	Leptosol
San Simón Atzizintla	2310	AG	.	Leptosol
San Felipe Teotlancingo I	2372	AG	<i>Pyrus communis, Pinus teocote, Prunus salicifolia, Garrya sp,</i>	Regosol
San Felipe Teotlancingo II	2382	AG	<i>Pyrus communis, Pinus teocote, Prunus salicifolia, Garrya sp,</i>	Regosol
Santa Rita Tlahuapan	2705	UR	<i>Pinus patula, Alnus acuminata, Senecio sp, Cestrum s.</i>	Leptosol andico
Planta Hidroeléctrica	2715	FP	<i>Eupatorium glabratum, Pinus ayacahuite, Polistychum rachichlaena, Senecio angulifolius, Abies religiosa</i>	Leptosol y Regosol
Manantial San Juan	2764	FP	.	ND
Atzomaco	2741	FP	<i>Arbutus xalapensis, Alnus jorullensis, Pinus teocote, Cupressus sp.</i>	ND
Zoquititlán	2813	AC	<i>Abies religiosa</i>	Cambisol
Rio Cotzala	2874	FC	.	Cambisol y Andosol
Ejido de Rio Frio II	2996	FC	<i>Pinus leiophylla Arbutus xalapensis, Clethra, Pinus patula, Abies religiosa</i>	Andosol y Regosoles
Ejido de Rio Frio I	3116	FP	<i>Pinus leiophylla Arbutus xalapensis Clethra, Pinus patula, Abies religiosa</i>	Andosol y Regosoles
Rincón de Cocoyulco I	3600	FC	<i>Pinus hartwegii</i>	Leptosol andico
Rincón de Cocoyulco II	3719	PZ	<i>Pinus hartwegii</i>	Leptosol andico
Pilares	4050	PZ	<i>Zacatonal, Pinos hartwegii, lupinus montanos, Cupresus monticula</i>	ND

UR: Urbano  
GR: Agrícola  
AC: Acuícola  
FC: Forestal conservado  
FP: Forestal  
PZ: Pastizal  
ND: No determinado.



En el Cuadro 2 se muestran las características físicas del suelo. La textura fue franca y franca arenosa, la densidad aparente (D Ap) osciló entre 1.18 y 0.64 g cm<sup>-3</sup>, y se observó que mientras aumenta la altitud disminuye la D Ap, debido a que los suelos de altitudes más bajas se encuentran más compactados por los usos agrícola y urbano. En la CE se encontraron valores entre 0.22 y 1.1 dS m<sup>-1</sup>.

**Cuadro 2.** Características físicas de los sitios de trabajo en el PNIP y zona de influencia.

Localidad	Altitud m	Uso suelo	Textura	Dap	CE dS m <sup>-1</sup>
San Rafael Tlanalapa I	2272	UR	FA	1.13	0.31
San Rafael Tlanalapa II	2280	AG	FA	1.09	0.31
San Simón Atzizintla	2310	AG	FA	1.03	ND
San Felipe Teotlancingo I	2372	AG	FAA	1.18	1.1
San Felipe Teotlancingo II	2382	AG	FA	1.10	1.1
Santa Rita Tlahuapan	2705	UR	FA	1.11	0.2
Planta Hidroeléctrica	2715	FP	FA	.92	ND
Manantial San Juan	2764	FP	ND	DN	0.22
Atzomaco	2741	FP	FA	0.9	0.22
Zoquititlán	2813	AC	FA	0.64	0.42
Rio Cotzala	2874	FC	FA	0.64	0.71
Ejido de Rio Frio II	2996	FC	FLA	0.71	0.26
Ejido de Rio Frio I	3116	FP	FA	0.79	0.29
Rincón de Cocoyulco	3600	FC	FAA	0.73	0.23
Rincón de Cocoyulco	3719	PZ	FAA	0.73	0.23
Pilares	4050	PZ	FA	0.67	0.30

DAP: Densidad aparente.

CE: Conductividad eléctrica.

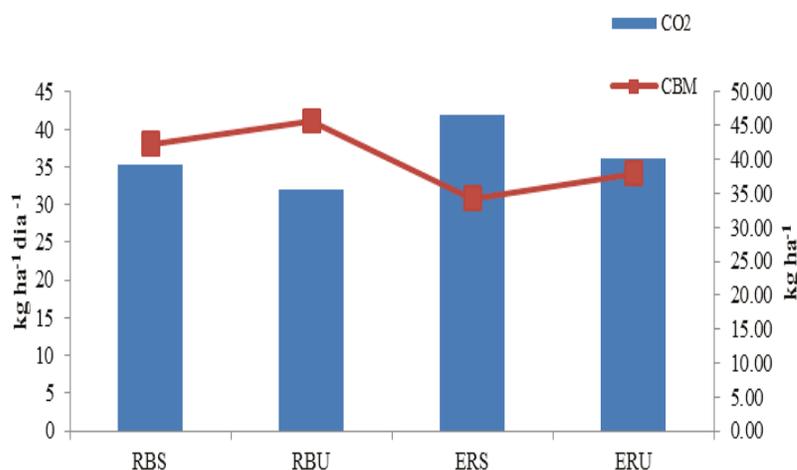
FA: Franco.

FAA: Franco arenosa.

ND: No determinado.

Los símbolos de la columna Uso de suelo se muestran en el Cuadro 1.

Las existencias de carbono orgánico en los suelos naturales representan un balance dinámico entre la absorción de material vegetal muerto y la pérdida por descomposición (mineralización). El contenido promedio de CBM de en la zona de Ribera (RB) fue para exposición Solana (S) fue de 42.19 kg ha<sup>-1</sup> y de 35.19 kg ha<sup>-1</sup> y para la exposición Umbría (U) el CBM fue de 46.19 kg ha<sup>-1</sup> y de CO<sub>2</sub> 32.09 kg ha<sup>-1</sup>. En comparación con las zonas Extraribereñas (ER) en la exposición (S) se encontraron de CBM 34.27 kg ha<sup>-1</sup> y CO<sub>2</sub> 41.95 kg ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> y para (U) el CBM fue de 37.91 kg ha<sup>-1</sup> y CO<sub>2</sub> de 37.91 kg ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. Por lo que las concentraciones CO<sub>2</sub> fueron mayores en las zonas ER que las zonas de R, y en la exposición S siempre fueron mayores los contenidos de CO<sub>2</sub> que en laderas solanas como lo muestra la Figura 2.



**Figura 2.** Contenido promedio de CO<sub>2</sub> y CBM de zonas con diferentes exposiciones donde las zonas se dividen en: RBS= Ribereña solana; RBU= Ribereña Umbria; ERS= Extrariberaña Solana; ERU= Extrariberaña Umbria.

El comportamiento antagónico de los microorganismos, entre mayor sea la emisión de CO<sub>2</sub> menor es la mineralización del CBM es corroborado estadísticamente ( $p \leq 0.03$ ) y ( $r = -0.8$ ). Los flujos de CO<sub>2</sub>-C (C respirado) por parte de los microorganismos son el producto de la disponibilidad del C lábil, por lo tanto la magnitud de la tasa de respiración microbiana puede indicar cuanto C orgánico disponible hay en el suelo debido a que está fuertemente ligada a la química y a la cantidad de MOS, lo cual indicó una correlación de ( $p \leq 0.02$  y una  $r = -0.17$ ). Esto indica que la evolución de CO<sub>2</sub> no solo depende de la MOS sino también de diversos factores ambientales como pueden ser la temperatura del suelo, humedad del suelo y tipo de vegetación, que está ligada a la descomposición de MOS, aunque esta medida incluye también fracciones menos lábiles de C.

**Cuadro 3.** Características químicas de los sitios de trabajo en el PNIP y zona de influencia.

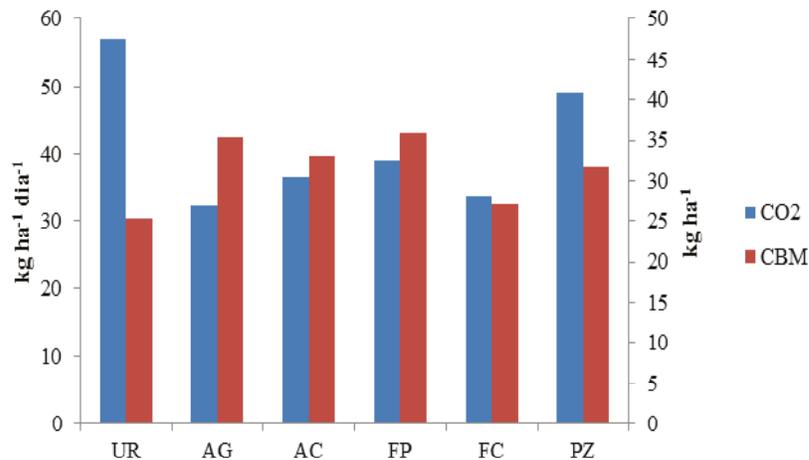
Altitud m	pH 1:2	MOS %	Nts %	CO <sub>2</sub>		CBM	
				kg ha <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>	±DE	kg ha <sup>-1</sup>	±DE
2272	6.07	2.30	0.04	78.52	19.15	31.14	8.32
2280	6.26	2.30	1.17	43.71	19.65	36.05	20.84
2310	6.25	10.63	ND	27.59	4.30	32.26	22.17
2372	5.57	9.73	0.21	26.58	2.53	45.67	45.42
2382	5.28	9.73	0.21	25.02	0.24	55.54	39.97
2705	4.46	6.82	0.17	42.74	18.53	29.53	15.11
2715	5.95	10.27	ND	51.31	11.52	31.00	20.30
2764	5.18	ND	ND	45.15	6.21	55.40	39.10
2741	5.21	7.95	0.11	44.91	6.99	64.42	40.97
2813	5.23	15.35	0.26	3.97	2.92	39.69	15.63
2874	5.40	7.95	0.10	4.31	4.35	29.25	4.57
2996	5.19	7.49	0.31	21.69	8.01	27.81	6.82
3116	5.09	7.93	0.32	26.65	3.81	32.43	10.71
3600	5.48	7.33	ND	52.71	16.39	38.69	3.99
3719	5.55	7.33	ND	52.41	1.55	36.88	14.08
4050	4.51	4.40	0.04	30.48	19.11	62.06	32.88

Los valores de CO<sub>2</sub> y CBM son promedios por sitio por altitud.

MOS: Materia orgánica del suelo; Nts: Nitrógeno total del suelo; ND: No determinado. Los símbolos de la columna Uso de suelo se muestran el Cuadro 1.

El Cuadro 3 refleja que los promedios de  $\text{CO}_2$  muestran una clara correlación con el pH, se encontró que conforme el pH del suelo se hace más ácido disminuyen las emisiones de este gas; al contrario de la CBM, ya que en valores de pH ácidos aumenta su mineralización, contrario a los resultados obtenidos por Valderrabano (2005) quien refiere que los contenidos de CBM disminuyen conforme el pH tiende a la neutralidad. Así mismo Duchafour (1975), menciona que bajo condiciones de mayor acidez, alrededor de un pH de 4 a 5, son los hongos los encargados de la degradación de la mayor parte de la MO; sin embargo, éstos organismos son menos eficientes que las bacterias por lo que la acumulación del humus es más rica en ácidos fúlvicos y húmicos incrementando la acidez.

Por otro lado, las zonas de cultivo están provista de materia orgánica y su descomposición es más rápida ya que la vegetación autóctona ha sido removida, por lo que el ciclado de los nutrientes al suelo es menor en comparación con una zona sin perturbación; aunque el manejo agrícola y agregado de fertilizantes o abonos orgánicos explicaría el motivo por el cual el campo de cultivo presentó una evolución de  $\text{CO}_2$  y la mineralización de CBM similar a los de uso forestal (Figura 3). El tipo de vegetación también es importante ya que se encontró que en los sitios donde las hojas son latifoliadas el ciclaje de nutrientes se realiza a una tasa mayor en comparación con los bosques que sustentaron coníferas, por lo que el carbono es mineralizado con mayor rapidez en bosques de hoja ancha, estos resultados son similares a los obtenidos por Valderrabano (2005).



**Figura 3.** Contenido promedio de  $\text{CO}_2$  y CBM en relación con el uso del suelo. Los símbolos de la columna Uso de suelo se muestran el Cuadro 1.

Con base en lo anterior, se concluye que la evolución del  $\text{CO}_2$  se comporta antagónicamente con la mineralización del CBM. El pH ácido dominó en sistemas forestales conservados, donde las tasas de mineralización de la MOS fueron bajas, ya que los microorganismos tienen las condiciones ambientales para encontrar en equilibrio entre el  $\text{CO}_2$  y CBM (Figura 3). Además se encontraron en la exposición solana valores más altos en las zonas ribereñas y extraribereñas en comparación a la umbría. Así mismo en las zonas ribereñas siempre fue mayor la mineralización del C lábil en el suelo.

## Conclusiones

La concentración del Carbono de Biomasa Microbiana es mayor en las zonas ribereñas que en la zona transribereña, porque la aportación de la materia orgánica en los ecosistemas de ribera es mayor por una mayor abundancia de especies que las zonas transribereñas.

La exposición de las laderas (solana y umbría) y el uso del suelo influyen en la concentración del CBM debido a que la cantidad de radiación solar modifica la temperatura, humedad y tipo de vegetación.

La determinación del contenido de carbono, producción de CO<sub>2</sub> y biomasa microbiana que es un almacén lábil de nutrimentos que puede utilizarse como índice del estatus biológico y de la fertilidad del suelo.

## Bibliografía

- CONAFOR. 2013. Manual y procedimientos para el muestreo de campo, Remuestreo 2013. Comisión Nacional Forestal, México. 140 pp.
- CONANP. 2013. Programa de Manejo Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Primera edición diciembre de 2013 Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. pp. 20-25.
- Duchafour P. 1975. Manual de Edafología. Torray-Manson. España. 476 pp.
- Galeana J. 2008. Estimación del contenido y captura potencial de carbono, su valor económico; en la cuenca del río Magdalena, D.F. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México. 95 pp.
- IPCC. 2007. Cambio Climático 2007. Informe de síntesis. Resumen para responsables de políticas. Una evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático. 114 pp.
- Kindler R., A. Miltner, H. Richnow, M. Kastner. 2006. Fate of gram-negative bacterial biomass in soil-mineralization and contribution to SOM. *Soil Biology and Biochemistry* 38:2860-2870.
- Kramer C., S. Trumbore, M. Fröberg, L. M. Cisneros-Dozal, D. Zhang, X. Xu, G. M. Santos, P. J. Hanson. 2010. Recent (<4 year old) leaf litter is not a major source of microbial carbon in a temperate forest mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry* 42:1028-1037.
- Kye-Han L., J. Shibu. 2003. Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecology and Management* 185:263-273.
- Miltner A., P. Bombach, B. Schmidt-Brücken, M. Kästner. 2011. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111:1-15.
- Simpson A. J., M. J. Simpson, E. Smith, B. P. Kelleher. 2007. Microbially derived inputs to soil organic matter: are current estimates too low? *Environmental Science and Technology* 41:8070-8076.
- Powlson D. S., P. C. Brookes, B. T. Chistensen. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19:159-164.
- Valderrabano G. J. M. 2005. Calidad del suelo y estado nutrimental de la vegetación forestal del PNIP. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México.

## 1.31 Dinámica de carbono en un suelo con la adición de diferentes tipos de materia orgánica

**Barrales-Brito Edgar**<sup>1</sup>; Guerrero-Ortiz Pilar L.<sup>2</sup>; Estrada-Herrera Isabel<sup>3</sup>; Hernández-López Francisco J.<sup>4</sup>; Benedicto-Valdés Sergio G.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>GRENACER, Colegio de Postgraduados, Calle Chiconautla No. 8, Col. Lomas de Cristo, CP 56230, Texcoco, México. Autor para correspondencia: edbarrales3@gmail.com

<sup>2</sup>CCIT, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, México.

<sup>3</sup>Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, México.

<sup>4</sup>Laboratorio de Fertilidad de Suelo, Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, México.

### Resumen

Los suelos en México presentan bajos niveles de materia orgánica por prácticas que originan una continua degradación. Esto conlleva la remoción de residuos agrícolas y pérdidas entre el 30 y 50% del carbono orgánico del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la adición de diferentes residuos sobre la liberación de CO<sub>2</sub> y la retención de humedad después de 23 días de incubación. Para ello, se realizaron las determinaciones sobre materia orgánica (MO), tasa de evolución de CO<sub>2</sub>, relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, relación Carbono/Nitrógeno y contenido de humedad a -33kPa y -1500kPa. Las fuentes de materia orgánica empleadas fueron: abono verde de *Lupinus montanus* Kunth., rastrojo de maíz, mantillo forestal (Oi, Oe, Oa) de bosque de encino, composta de pino, y carbón vegetal; que se incorporaron el 5 y 10% con base a peso seco del suelo (100 g), a un suelo franco arenoso. Los residuos de Oi, abono verde, y maíz incrementaron 239, 193 y 175% la humedad aprovechable a la dosis de 10%. En cuanto a la producción de CO<sub>2</sub> los residuos de abono verdes y maíz produjeron la mayor cantidad de CO<sub>2</sub> para 10% (4,4 y 4,2 g de CO<sub>2</sub> respectivamente). Con el abono verde y rastrojo de maíz la relación C/N fue de 24.4 y 74.6 y valores de E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> 5.5 y 3.12 para abono verde y maíz. La incorporación de residuos afectó la tasa de liberación de CO<sub>2</sub> y la disponibilidad de humedad, mejorando el nivel de materia orgánica edáfica.

**Palabras clave:** evolución de CO<sub>2</sub>, retención de humedad, relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>.

### Abstract

Mexico soils have low levels of organic matter by practices that create a continuous degradation. This it involves the removal of crop residues and losses between 30 and 50% of soil organic carbon. Objective of the study was to evaluate the effect of adding different residues on the release of CO<sub>2</sub> and moisture retention after 23 days of incubation. This Para determinations organic matter (OM) CO<sub>2</sub> evolution rate, ratio E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, carbon/nitrogen and moisture content and -1500kPa one -33kPa performed. Sources of organic matter used were: green manure of *Lupinus montanus* Kunth., corn stover, forest litter (Oi, Oe, Oa) of oak forest, pine compost, plant and coal; who joined the 5 to 10% based on dry weight of soil (100 g), a sandy loam soil of the UN. Oi residues, green manure, and maize rose 239, 193 and 175% available soil water at the rate of 10%. As for CO<sub>2</sub> production of green waste compost and corn they produced the quantity of CO<sub>2</sub> mayor paragraph 10% (4.4 and 4.2 g of CO<sub>2</sub> respectively). With green manure and corn stover C/N was 24.4 and 74.6 securities and E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> for 5.5 and 3.12 green manure and corn. The incorporation of waste affects the rate of release of CO<sub>2</sub> and moisture availability, improving the level of soil organic matter.

**Key words:** evolution of CO<sub>2</sub>, moisture retention, ratio E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>.

## Introducción

La materia orgánica (MO) del suelo está compuesta por diferentes residuos orgánicos sin descomponer formados por: hidratos de carbono simples y complejos, compuestos nitrogenados, lípidos, ácidos orgánicos; polímeros y compuestos fenólicos y elementos minerales. Inmediatamente después de la incorporación o adición de los materiales al suelo y muchas veces antes, comienza un rápido proceso de transformación por parte de los macro y microorganismos que utilizan los residuos orgánicos como fuente de energía. El proceso de descomposición está acompañado de la liberación de CO<sub>2</sub> y de los nutrientes contenidos en los residuos orgánicos. Una fracción pequeña de MOS está constituida por carbohidratos, aminoácidos, ácidos alifáticos, proteínas, grasas, etc., y en su mayor parte están formadas por las llamadas sustancias húmicas, que son una serie de compuestos de alto peso molecular (Galantini y Suñer, 2008). La materia orgánica se divide en tres fracciones: activa, lenta y pasiva con tasas de reciclaje de <1 año, 5–25 años, y 1000 años, respectivamente. La materia orgánica tiene efecto sobre la humedad del suelo Rawls *et al.*, (2003) estudiaron el efecto de las clases texturales y el contenido de carbono orgánico sobre la capacidad de retención de humedad del suelo, encontrando que a bajos contenidos de carbono, existe una mayor sensibilidad en la retención de humedad en suelos arenosos, incrementando la cantidad de MO y a su capacidad de retención de humedad. El objetivo de este ensayo académico fue evaluar el efecto de la adición de diferentes residuos sobre la liberación de CO<sub>2</sub>, la retención de humedad y determinar el grado de humificación de los residuos aplicados durante la incubación después de 23 días.

## Materiales y métodos

Se utilizaron residuos de carbón vegetal en diferentes fracciones (1 y 2 mm), abono verde (*lupinus*), composta de pino, mantillo forestal de bosque de *Quercus* spp (Oi, Oe, Oa), rastrojo de maíz molido. Se colectó un suelo franco arenoso procedente de San Diego, Municipio de Texcoco. Las muestras se secaron a 60 °C durante 24 h para los residuos orgánicos y a 105 °C para el suelo para determinar su contenido de humedad.

Para la evaluación de CO<sub>2</sub> se hicieron incubaciones en frascos de 500 ml, con 100 g de suelo y se les adicionó los distintos residuos orgánicos al 5 y 10% en relación al peso seco del suelo y un testigo con tres repeticiones por cada mezcla. Se humedecieron las muestras homogéneamente al 60% de humedad. Se colocó un tubo de ensayo con 5 ml de NaOH al 0.1 N de concentración y se cerró el frasco.

Se midió la emisión de CO<sub>2</sub> cada 3 días durante 23 días, renovando el NaOH durante el total del tiempo de la incubación. El CO<sub>2</sub> se estimó con la titulación del NaOH, con 3 ml de BaCl al 2% y cinco gotas de fenolftaleína al 1%. Posteriormente se tituló con HCl al 0.5 N, se registró la cantidad de ácido necesario para neutralizar la reacción usando el cambio de color del indicador. Se calculó la cantidad de CO<sub>2</sub> con la fórmula 1 (Guerrero *et al.*, 2012).

$$R = (B - M)NE \quad (1)$$

donde,  $R$  es la respiración microbiana en mg CO<sub>2</sub>,  $B$  el volumen de ácido necesario para titular el NaOH del promedio de los blancos (en ml),  $M$  es la cantidad de ácido necesaria para titular el NaOH de la muestra (en ml),  $N$  la normalidad del ácido clorhídrico y  $E$  el peso equivalente del CO<sub>2</sub>.

Se determinó el contenido de humedad a capacidad de capo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP) con el método de la membrana y la olla; así mismo, se analizaron sus contenidos de materia orgánica por combustión húmeda (Walkley y Black), nitrógeno por el método de Kjeldahl y sustancias



húmicas con el método de Kononova. También se determinaron los contenidos de MO por combustión seca y nitrógeno para cada sustrato orgánico.

## Resultados y discusión

La relación C/N es un indicador que se utiliza para saber la velocidad de mineralización de la materia orgánica, esta relación se presenta en el Cuadro 1. Las muestras de *lupinus* y maíz presentan los mayores contenidos de C, debido a que son residuos frescos y contienen mayores elementos con altos porcentajes de C (celulosa). La composta de pino y el horizonte orgánicos forestal Oa, presentan contenidos de C de menor valor. En N el residuo de *lupinus* y la hojarasca de *Quercus* presentan los mayores porcentajes de N. El suelo contiene un 2% de materia orgánica.

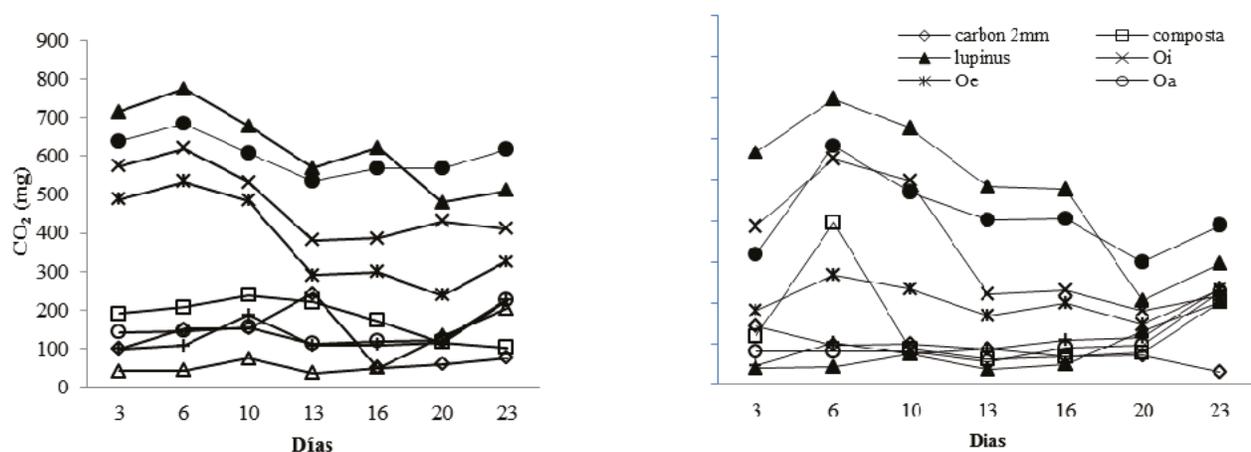
**Cuadro 1.** Porcentaje de C, N y valor de la relación C/N en los residuos orgánicos.

Residuos	MO	%C	%N	C/N
Carbón	68.46	39.80	0.95	41.81
<i>Lupinus</i>	92.21	53.61	2.19	24.47
Composta	25.78	14.99	0.83	17.99
Oi	44.32	25.77	1.86	13.89
Oe	55.62	32.34	0.95	33.97
Oa	31.38	18.24	0.60	30.31
Maíz	88.07	51.20	0.69	74.64
Suelo	2.17	1.26	0.25	5.01

### Emisión de CO<sub>2</sub>

En los primeros 6 d de incubación se observó un incremento en todas las mezclas, posteriormente hay una disminución en la emisión de CO<sub>2</sub> con excepción de la composta, el carbón (1 y 2 mm), que siguen incrementándose hasta el día 10 y posteriormente disminuyen. El testigo tiene un comportamiento estable hasta el día 16, que posteriormente se incrementó la cantidad de CO<sub>2</sub>. El incremento que se registra en la cantidad de CO<sub>2</sub>, se debe posiblemente a la adición de humedad al sistema en el día 20, con lo que se reactiva la actividad microbiana y la producción de CO<sub>2</sub> (Jamieson *et al.*, 1999).

Los residuos con mayor actividad y respiración fueron aquellos que aún no estaban descompuestos (*lupinus*, maíz, los horizontes orgánicos Oi y Oe) y los más estabilizados son aquellos que ya están prácticamente descompuestos y no tienen componentes de fácil descomposición, estos fueron el horizonte orgánico (Oa) del bosque de *Quercus* spp, la composta y ambas fracciones del carbón vegetal (1 y 2 mm). El testigo presentó una menor emisión de CO<sub>2</sub> durante los 23 días de incubación.



**Figura 1.** Emisión de CO<sub>2</sub> de las distintas mezclas medida cada tercer día.

Con el 10% se observó que *lupinus* y maíz son los que mayor producen CO<sub>2</sub> durante los 23 días de incubación, siguiendo los horizontes de mantillo Oi, Oe, composta, el horizonte Oa, el carbón de 1 y 2 mm, con respecto al suelo arenoso que fue el que menor produjo CO<sub>2</sub>, lo que indicó que la adición de residuos orgánicos incrementa la emisión de CO<sub>2</sub>, debido a la descomposición de la materia orgánica por los microorganismos.

El residuo de *lupinus* tiene un mayor contenido de N por ser una leguminosa y tiene la capacidad de fijar este elemento de la atmósfera, por lo que el N está más accesible para la actividad microbiana. El maíz tiene un valor de N más bajo, sin embargo, la emisión de CO<sub>2</sub> fue alta debido al tamaño de partícula del residuo, el rastrojo fue molido completamente y la descomposición fue más rápida.

En el mantillo del bosque de *Quercus* spp la hojarasca (Oi) en su mayoría, contiene más componentes de fácil descomposición que en los subsiguientes horizontes (Oe y Oa) que predominan compuestos de mayor peso molecular y de difícil descomposición (lignina y huminas), estas características se reflejan en la emisión de CO<sub>2</sub> registrada en la incubación.

En la dosis de 5% se observó el mismo comportamiento en el orden, sin embargo existió una mayor diferenciación entre *lupinus* y maíz. En la emisión de CO<sub>2</sub>, se ve afectada por los contenidos de C, N y la relación C/N de los diferentes sustratos (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Contenidos de C, N relación C/N y CO<sub>2</sub> final las mezclas de suelo con diferentes porcentajes de materia orgánica.

10%	MO		C		N		C/N	CO <sub>2</sub>	
	%	DS	%	DS	%	DS		g	DS
<i>Lupinus</i>	5.0	0.0	2.9	0.0	0.11	0.02	27	4.3	0.4
Maíz	18.6	1.9	10.8	1.1	0.10	0.01	109	4.2	0.3
<i>Quercus</i> Oi	9.1	0.8	5.3	0.5	0.08	0.00	63	3.3	0.4
<i>Quercus</i> Oe	15.5	1.5	9.0	0.9	0.13	0.01	70	2.6	0.3
Composta	6.4	0.0	3.7	0.0	0.09	0.01	40	1.2	0.3
<i>Quercus</i> Oa	6.7	1.1	3.9	0.6	0.07	0.02	57	1.0	0.2
Carbón (1mm)	4.3	0.7	2.5	0.4	0.07	0.00	36	0.9	0.3
Carbón (2mm)	3.8	1.8	2.2	1.0	0.05	0.00	42	0.8	0.4
Suelo	2.9	0.0	1.7	0.0	0.05	0.00	36	0.6	0.1
<i>Lupinus</i>	1.9	1.1	1.1	0.6	0.07	0.01	16	3.3	0.4

Continuación Cuadro 2...

10%	MO		C		N		C/N	CO <sub>2</sub>	
	%	DS	%	DS	%	DS		g	DS
Maíz	11.7	2.7	6.8	1.6	0.09	0.00	73	2.8	0.6
<i>Quercus</i> (Oi)	3.8	1.1	2.2	0.6	0.06	0.01	36	2.3	0.2
<i>Quercus</i> (Oe)	11.7	1.7	6.8	1.0	0.10	0.01	69	1.4	0.1
Composta	4.1	1.1	2.4	0.6	0.07	0.02	35	1.0	0.7
Carbón 1 mm	3.8	0.4	2.2	0.2	0.06	0.00	37	0.8	0.1
<i>Quercus</i> (Oa)	12.4	2.9	7.2	1.7	0.08	0.00	95	0.7	0.2
Carbón 2 mm	1.2	0.8	0.7	0.5	0.06	0.01	12	0.6	0.2
Suelo	2.9	0.0	1.7	0.0	0.05	0.00	36	0.6	0.1

### Contenido de sustancias húmicas

De acuerdo con Stevenson (1994), cuando los residuos son jóvenes y de poca humificación, predominan los ácidos fúlvicos, lo que puede explicar los resultados obtenidos en este ensayo, es decir que predominan las estructuras alifáticas activas fisiológicamente, con un tiempo corto de residencia en el suelo debido a que son de rápida degradación. Las muestras de mantillo forestal de bosque de *Quercus* spp tiene los valores más altos de C en AH por ser elementos que contienen residuos de madera con estructuras químicas más complejas como la lignina.

En las mezclas al 10%, los contenidos de ácidos húmicos aumentaron respecto a los residuos solos, lo cual significa que durante el proceso de incubación, se fueron degradando los compuestos de fácil descomposición y resultando en la emisión de CO<sub>2</sub>. Los ácidos húmicos proporcionan energía a los microorganismos, liberan CO<sub>2</sub>, forman y mantienen la estructura del suelo, reducen los efectos de compactación y costras superficiales, reducen la erosión, mejoran la percolación y retención de agua del suelo (Rodríguez-Torres *et al.*, 2010).

La relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> se interpreta como un indicador de humificación, esto es el tamaño y la condensación molecular, Stevenson (1994), menciona que cuando los valores de relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> son menores a 5 estos corresponde a ácidos húmicos y cuando esta relación está en el rango de 6 a 8 corresponde a ácidos fúlvicos. Esto significa que esta relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> desciende conforme aumenta el peso molecular y el grado de humificación del residuo. Por lo que los materiales muy degradados o humificados (condensados y aromáticos) tendrán valores pequeños de relación (E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>) y los productos jóvenes que contienen elevados componentes alifáticos presentaran relaciones altas (E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>), lo anterior explica el hecho de que en los sustratos, los residuos orgánicos (Oi, Oe y Oa) presentan relaciones E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> menores a 5 y valores de C mayores en AF que AH, lo que indica que son residuos jóvenes que contienen elementos recalcitrantes a la descomposición. La composta y la capa Oa del bosque de *Quercus* tienen valores de 3.05 y 1.91 en la relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, lo cual significa que son materiales con una alta descomposición (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Contenidos de sustancias húmicas y relación de E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> en los residuos orgánicos.

Residuo vegetal	10%						5%					
	C (AH)		C (AF)		Relación E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>		C (AH)		C (AF)		Relación E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	
	%	DS	%	DS	DS		%	DS	%	DS	DS	
Carbón (2)	2.4	0.6	2.4	0.6	4.2	0.3	2.3	1.2	2.6	1.2	3.3	0.4
Carbón (1)	0.8	0.2	3.8	0.2	3.7	0.6	0.7	0.2	3.9	0.3	6.8	0.6
Maíz	0.8	0.2	4.4	0.2	3.1	0.3	0.8	0.2	4.0	0.3	3.9	1.5
<i>Lupinus</i>	1.8	0.7	3.5	0.5	5.5	0.1	1.5	0.2	3.5	0.2	3.4	0.2
<i>Quercus</i> Oi	1.4	0.1	4.2	0.2	2.2	0.1	1.4	0.4	3.9	0.8	1.7	0.1
<i>Quercus</i> Oe	1.0	0.1	4.7	0.3	3.5	0.3	1.9	1.1	3.3	1.1	3.6	0.4
<i>Quercus</i> Oa	3.2	0.9	2.1	0.8	1.9	0.2	1.6	0.3	3.7	0.1	2.5	0.1
Composta	1.8	1.0	3.5	1.1	3.1	0.4	2.3	0.6	2.8	0.7	4.5	0.1
Suelo	0.5	0.3	4.0	0.4	0.8	0.0	0.5	0.3	4.0	0.4	0.8	0.0

#### Retención de humedad en el suelo

Los valores de CC, se incrementan significativamente con la adición de 10% de MO de Oi, Carbón 2 mm, *lupinus* con respecto al testigo. En los valores de PMP hubo diferencias significativas entre los diferentes compuestos a excepción del carbón a 1mm que no cambio en relación al testigo. La humedad aprovechable se incrementó con la adición de los residuos orgánicos (Cuadro 4).

**Cuadro 4.** Contenidos de humedad en las mezclas de suelo y residuos orgánicos.

Residuo Vegetal	10%					5%				
	CC		PMP		HA	CC		PMP		HA
	%	DS	%	DS	%	%	DS	%	DS	%
Carbón (2)	37.2	9.0	11.2	1.6	26	19.4	0.9	9.1	2.1	10.3
Carbón (1)	17.6	0.4	11.1	0.2	6.6	28.8	1.9	9.4	1.1	19.3
Maíz	25.5	0.9	15.1	0.7	10.4	18.4	1.7	9.5	0.4	8.9
<i>Lupinus</i>	29.6	3.4	16.5	2.4	13	23.1	1.6	13.4	1.6	9.6
<i>Quercus</i> Oi	33.3	7.2	20.5	2.8	12.7	21.8	2.2	13.7	2.3	8.2
<i>Quercus</i> Oe	24.3	0.5	13.9	1.1	10.4	20.8	1.5	11.0	0.5	9.8
<i>Quercus</i> Oa	19.0	2.0	10.1	0.2	8.9	16.8	1.0	8.7	0.4	8.2
composta	24.2	2.4	10.1	0.8	14.1	20.9	2.0	8.9	0.7	12.0
Suelo	14.3	0.5	8.6	0.6	5.7	14.3	0.5	8.6	0.6	5.7

#### Conclusiones

La adición de sustratos y/o residuos al suelo incrementa la disponibilidad de agua y la retención de humedad.

La producción de CO<sub>2</sub> varía dependiendo de la naturaleza y composición de la materia orgánica del suelo.



A mayores adiciones de materia orgánica al suelo genera mayor producción de CO<sub>2</sub>.  
La naturaleza de la materia orgánica influye en la velocidad de descomposición de los residuos.

## Bibliografía

- Galantini J. A., L. Suñer 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25:41-55.
- Rawls W. J., Y. A. Pachepsky, J. C. Ritchie, T. M. Sobecki, H. Bloodworth. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116:61-76.
- Guerrero O. P. L., L. R. Quintero, H. V. Espinosa, G. G. S. Benedicto, C. M. de J. Sánchez. 2012. Respiración de CO<sub>2</sub> como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana* 30:355-362.
- Rodríguez-Torres M. D., J. Venegas-González, P. M. V. Angoa, J. L. Montañez-Soto. 2010. Extracción secuencial y caracterización fisicoquímica de ácidos húmicos en diferentes compost y el efecto sobre el trigo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 1:133-147.
- Stevenson F. J. 1994. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Jamieson N., R. Monaghan, D. Barraclough. 1999. Seasonal trends of gross N mineralization in a natural calcareous grassland. *Global Change Biology* 54:423-431.

## 1.32 Carbono orgánico del suelo e infiltración en la Reserva de la Biósfera Los Volcanes

Guerra-Hernández Eloisa A.<sup>1</sup> y Cruz-Flores Gerardo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Edafología y Nutrición Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus II, Batalla 5 de Mayo S/N esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa, D.F., México.

Autor para correspondencia: eagh@unam.mx

### Resumen

A nivel mundial se enfrentan problemas por la degradación del suelo, los datos para Áreas Naturales Protegidas son limitados. En 2006, la FAO reportó que América Latina y el Caribe almacenan 32% de las existencias de carbono en bosques del planeta, en un área de tan solo 15% de la superficie terrestre. Agentes erosivos como lluvia y escurrimiento superficial impactan la superficie del suelo y sus propiedades físicas. Se presume que la materia orgánica del suelo (MOS) incorporada de manera natural o en prácticas de manejo, tiende a incrementar la tasa de infiltración. La reserva de la Biosfera Los Volcanes (RBLV) es un área protegida, con funciones ecológicas importantes como son el conservar la calidad del suelo e incrementar la infiltración y para esto, se han establecido áreas con tinas ciegas. Con la finalidad de evaluar la infiltración y su relación el porcentajes de materia orgánica del suelo (MOS) se eligieron 42 sitios en sistemas ribereños de la RBLV distribuidos de 2100 a 4100 m s.n.m., donde se determinaron propiedades físicas del suelo, (MOS) (0 a 20 cm), tasa de infiltración y parámetros físicos, químicos e hidrológicos del agua superficial. Se encontraron correlaciones significativas con un nivel de confianza de 95% entre la tasa de infiltración y la temperatura y pH del suelo. Por otro lado de la MOS con la densidad aparente, el pH del suelo, la conductividad del suelo y el complejo salino del agua. Siendo suelos con alto contenido de MOS, no se encontró una relación significativa a un 95 % de confianza entre la tasa de infiltración y la MOS.

**Palabras clave:** materia orgánica del suelo, conductividad hidráulica, Iztaccíhuatl-Popocatepetl, agua, servicios ecosistémicos.

### Abstract

The problems for soil degradation are faced globally, data for protected areas are limited. In 2006, FAO reported that Latin America and the Caribbean stored 32% of carbon stocks in the planet forest, in an area of only 15% of land surface. There erosive agents like rain and runoff impacting the soil surface and its physical properties. It is presumed that the soil organic matter (SOM) naturally incorporated or in good management practices, tends to increase the infiltration rate. The Biosphere Reserve of the Volcanoes (BRLV) is a protected natural area; with features such as preserving soil quality and increased infiltration, to that end, in the areas have been established tubs uptake. In order to assess infiltration and its relationship to percentage of soil organic matter 42 sites were chosen in riverside systems of RBLV distributed between 2100-4100 m a.l.s. altitude, where among other evaluations were determined: the physical properties of soil, (SOM) (0-20 cm) and infiltration rate. Also were determined the physical, chemical and hydrological of water parameters at the surface. Significant correlations with a level of certainty of 95% between the rate of infiltration with the soil temperature and pH were found. There was also correlation of SOM with the bulk density, the pH, the conductivity of the soil and the water salt complex. In contrast with a certainty level of 95%, a significant relationship between the rate of infiltration and the MOS was not found. Significantly related to 95% confidence level between infiltration rate and the SOM was not found.



**Key words:** soil organic matter, hydraulic conductivity, Iztaccihuatl–Popocatepetl, water, ecosystemic services.

## Introducción

La conservación del suelo y el agua es una actividad prioritaria a nivel mundial, no hay ecosistema que sobreviva sin agua, su abastecimiento y calidad son algunos de los servicios que pueden brindar los ecosistemas forestales. Por otro lado el suelo es un recurso dinámico que da soporte y provee de nutrientes a la vegetación, permite el desarrollo de los ciclos biogeoquímicos, facilita la degradación de los residuos orgánicos al ser hábitat de la fauna microbiana, tiene gran potencial como sumidero de carbono, evitando así el incremento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, este gas es el más importante de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) y representa 60% del cambio total de los GEI, además de considerarse la tercer fuente más importante de este elemento.

El manejo inadecuado, las actividades de extracción, el aprovechamiento forestal intensivo, la acumulación de materiales contaminantes son actividades que impactan la vegetación forestal, someten el suelo superficial a las escorrentías y a la lluvia, alteran las propiedades edáficas, incrementan la erosión hídrica, alteran la calidad del agua al disminuir la capacidad de amortiguamiento en la interfase agua-suelo y reducen la capacidad de Infiltración (Croke *et al.*, 2001).

El proceso físico de infiltración consiste en el movimiento del agua superficial a través del suelo, por lo que está relacionada con la estructura, la permeabilidad, la porosidad, la textura, la composición y la humedad inicial del suelo; la variación espacial de la infiltración dentro de una cuenca conduce a diferencias muy importantes en la disponibilidad del agua, por lo cual las prácticas de manejo que se implementen son pieza clave en el manejo de los bienes hídricos y edáficos (Gburek y Sharpley, 1998; Walter *et al.*, 2000).

Los bosques cumplen funciones integrales: capturan, almacenan, distribuyen y crean reservas de agua. El agua a su vez permite el mantenimiento del ecosistema, al integrarse al suelo, facilitar el desarrollo de la flora, así como la vida y distribución de la fauna, contribuye junto con el suelo en la regulación de las condiciones de temperatura, humedad, insolación, esto favorece las condiciones atmosféricas y del microclima del lugar. Para que las funciones del ecosistema sean preservadas es indispensable que se mantenga la interacción continua entre el agua, el suelo, el aire y la vegetación, esto permitirá mantener las características y regular la calidad del entorno. Sin embargo de la misma manera los bosques son el ecosistema terrestre donde se captura, fija y almacena más carbono y constituyen sumideros de carbono altamente eficientes. Dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático América latina está considerada una región prioritaria, ya que 60% de los bosques se encuentran en el continente (FAO, 2006; Shaver y Aber, 1996; Torres y Guevara, 2005).

La degradación del suelo como consecuencia de los procesos erosivos afecta no solo su productividad, sino su capacidad para capturar carbono, ya que al perder porosidad e incrementar su compactación afectará su capacidad de infiltración y presentará mayor dificultad para incorporar la materia orgánica de su entorno, misma que será arrastrada por los escurrimientos a las laderas y cauces de ríos y arroyos, incrementando los niveles de carbono particulado, sólidos sedimentables y nutrientes en el agua.

Se ha mencionado que la materia orgánica del suelo (MOS) tiende a aumentar la tasa de infiltración en el suelo, sin embargo esto estará en función de la estructura y la presencia de capas compactadas en los diferentes estratos del suelo.

Con base en lo anterior en esta investigación se buscó definir la relación entre la tasa de infiltración con el porcentaje de materia orgánica presente en el suelo y con otras propiedades hídricas y edáficas, en sitios de muestreo ubicados en diferentes gradientes altitudinales de la Reserva de la Biosfera Los Volcanes y su área de influencia, con la finalidad de definir el nivel de interacción entre estos factores, debido a que la reserva está considerada como fábrica de agua y es un área muy importante para la

recarga de acuíferos, por lo cual se han construido tinas ciegas en algunas áreas al interior del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl.

## **Materiales y métodos**

### *Zona de estudio*

La Reserva de Biosfera de Los Volcanes (RBLV) fue designada por la UNESCO el primero de junio de 2010; se localiza entre las siguientes coordenadas geográficas: límite extremo Norte 19°33' Norte, límite extremo Sur 18°54' Norte, límite extremo Oeste 98°49' Oeste y límite extremo Este 98°29', con una superficie de 171 774 ha (incluyendo la zona de transición). Es el hábitat de especies endémicas, amenazadas o en peligro de extinción, presenta una comunidad alpina excepcional (pinos, oyamel y praderas), proporciona importantes servicios ambientales como el aporte de agua a la macroregión más densamente poblada del país: los valles de México, Puebla y Cuernavaca (UNESCO, 2010), además de su valor paisajístico y turístico (Crónica, 2010). Posee un paisaje volcánico de gran belleza y valor turístico; abarca los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl, dos de los más impresionantes del planeta y una zona con gran variedad de especies vegetales y animales, especialmente adaptadas al medio, entre las que destaca el teporingo, o conejo de los volcanes. Esta reserva incluye en su territorio al Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PN I-P) y su área de influencia y se han establecido cuatro subzonas: a) Preservación, con una superficie total de 18 798.985 ha; b) Uso Público, con 14 415.543 ha; c) Recuperación con una extensión de 6604.558 ha y la zona de influencia que abarca un área de 17 442.1140 ha.

Se eligieron como elementos de estudio los ecosistemas ribereños asociados a sistemas lóticos al interior del PN I-P y en el área de influencia con la intención de incluir sitios con condiciones diferentes del suelo y la calidad del agua como consecuencia de las actividades antrópicas desarrolladas que atentan contra la conservación en todo el Parque pero principalmente y con mayor frecuencia en las cercanías de los arroyos y ríos, afectando flora, suelo y propiedades de los afluentes (Cruz *et al.*, 2008).

### *Trabajo de campo*

El estudio se realizó en la RBLV, se eligieron 42 sitios de estudio en ambientes ribereños en un intervalo altitudinal entre los 4100 y 2100 m s.n.m., se realizaron muestreos mensuales de agosto de 2012 cada uno de los sitios fue georreferenciados y se realizó la caracterización ecológica de la localidad, se midió la tasa de infiltración con un infiltrómetro de doble anillo, con un anillo externo de 16 cm y un interno de 7.5 cm de diámetro.

El muestreo de suelo se realizó a lo largo de transecto de 25 m a lo largo del cauce; se midió 1 y 7 m de forma perpendicular en ambos lados del arroyo y en ambas líneas se tomaron muestras con una profundidad de 0 a 20 cm, a distancias de 0, 12.5 y 25 m sobre el transecto obteniendo muestras compuestas a partir de las 12 submuestras. Al mismo tiempo se tomaron las muestras para determinar la densidad aparente y el porcentaje de humedad insertando en forma vertical un tubo de PVC, de aproximadamente 6 cm de altura, con la finalidad de obtener una muestra conservando la estructura del suelo. En el laboratorio se analizaron las muestras de acuerdo a las técnicas empleadas, siguiendo la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-021-SEMARNAT-2001 (NOM, 2002), que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis; determinando pH, conductividad eléctrica, porcentaje de espacio poroso y humedad; y finalmente el porcentaje de materia orgánica por el método de Walkley-Black.

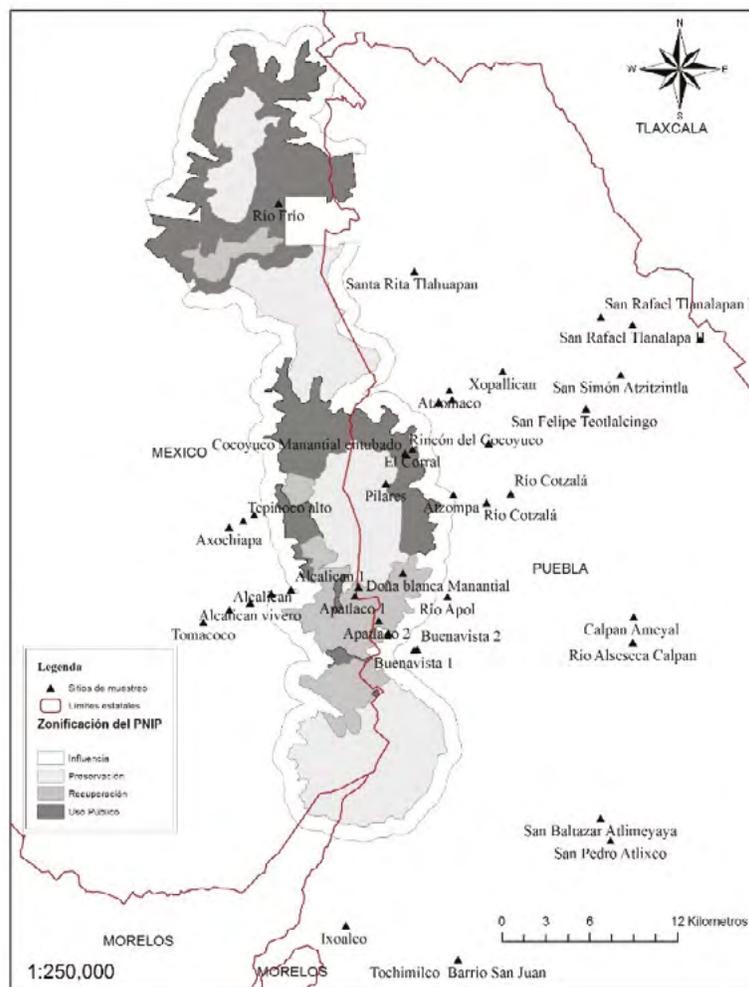
La toma de muestras de agua se llevó a cabo de forma manual, con diferentes botellas según el análisis a realizar, el transporte y conservación se realizó a 4 °C, de acuerdo al APHA-AWWA-WPCF

(1992). En cada una de estas corrientes se midió, además, el ancho, el perfil batimétrico y la velocidad de corriente, según el método de Sección-Velocidad. *In situ* se determinaron la temperatura ambiente y del agua, el pH y la conductividad (Combo Hanna HI-98129) y el oxígeno disuelto con un oxímetro YSI 55, la alcalinidad y durezas de acuerdo a los métodos normalizados. En el laboratorio se determinaron, sulfatos, demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno, todo de acuerdo a APHA-AWWA-WPCF (1992).

Se elaboró la base de datos y las gráficas de comportamiento con ayuda del programa Excel 2010; se realizaron los análisis estadísticos con el software Statgraphics Centurion XVI.

## Resultados y discusión

Se analizaron un total de 620 muestras a partir de los 42 sitios ribereños estudiados (Figura 1) obteniendo los datos estadísticos que se muestran en el Cuadro 1.



**Figura 1.** Sitios de Estudio en la Reserva de la Biosfera “Los Volcanes” (Elaboró R. Soria, 2015).

**Cuadro 1.** Propiedades del suelo y tasa de infiltración.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Coef. Variación %
Tasa de Infiltración (cm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	0.21	610.87	64.10	162.83
Materia Orgánica del suelo (%)	0.08	19.33	5.84	57.60
Humedad (%)	1.38	47	24.57	44.26
Espacio poroso (%)	24.56	67.11	34.019	22.52
Densidad aparente (g cm <sup>3</sup> )	0.43	1.48	0.93	23.0
pH activo-suelo 1:2	4.18	6.14	5.21	11.0
Conductividad suelo (dS m <sup>-1</sup> )	0.02	1.10	0.36	84.02

Los valores obtenidos para densidad aparente indicaron, según la NOM-021-SEMARNAT-2000, que estos suelos son muy diversos y van desde valores bajos característicos de suelos orgánicos hasta valores altos por depósitos minerales recientes relacionados con suelos volcánicos (NOM, 2002). En cuanto a su textura, los suelos analizados se clasificaron de francos a franco-arcillosos.

Para el caso del pH activo la NOM-021 indica que los suelos de los sitios estudiados en su mayoría tienen carácter ácido y van de fuerte a moderadamente ácidos (NOM, 2002). Con respecto a su salinidad fueron de una salinidad despreciable a ligeramente salinos. De acuerdo a la densidad aparente determinada, se encontró que los valores cumplen con lo establecido para suelos volcánicos y respecto a la textura, se tienen suelos arenosos, francos y arcillosos.

El porcentaje de materia orgánica en el suelo en este intervalo altitudinal nos dice que hay suelos con cantidades muy bajas, hasta suelos con porcentajes muy elevados de materia orgánica (18%).

En lo referente a la calidad del agua, el Cuadro 2 muestra que la alcalinidad estuvo entre valores de clases bajas a altas con presencia de bicarbonatos, de la misma manera, en cuanto a dureza, las aguas se clasificaron entre blandas y muy duras, lo que es un reflejo del cambio en la calidad del agua que se da de los 4000 m s.n.m. a los 2000, incrementándose la salinidad conforme las aguas llegan a las zonas agrícolas atravesando por diferentes usos de suelo y coberturas donde se llevan a cabo actividades productivas como la forestería, la agricultura, la floricultura, la ganadería, la acuicultura, hasta actividades comerciales pasando por las recreativas, aumentando su deterioro, sobre todo, al llegar a las áreas urbanizadas. Los arroyos en general presentan buenas condiciones de oxigenación exceptuando lugares urbanizados donde la descarga de aguas domésticas consume el oxígeno dando lugar a condiciones anóxicas.

**Cuadro 2.** Propiedades del agua.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Promedio	Coef. Variación %
Temperatura ambiente (°C)	7.0	26.0	14.83	243.88
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup> )	14	259.56	61.90	42.01
Dureza total (mg CaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup> )	18	1386.9	145.60	158.24
Dureza calcio (mgCaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup> )	6	936.22	114.81	136.02
Oxígeno disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	0	17.10	8.12	32.68
DBO <sub>5</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0	12.74	2.12	125.48
DQO (mg l <sup>-1</sup> )	0	439.63	67.96	108.77
Sulfatos(mg S l <sup>-1</sup> )	0	78.75	9.2	127.17
Sólidos totales disueltos(mg l <sup>-1</sup> )	9.0	424.0	67.20	99.90

De acuerdo a la demanda bioquímica de oxígeno la calidad del agua va de excelente a aceptable donde se presenta indicios de contaminación pero se mantiene la capacidad de autodepuración, con respecto a la demanda química de oxígeno se tienen sitios con agua de excelente calidad a agua

fuertemente contaminada principalmente por la descarga de aguas residuales municipales y no municipales.

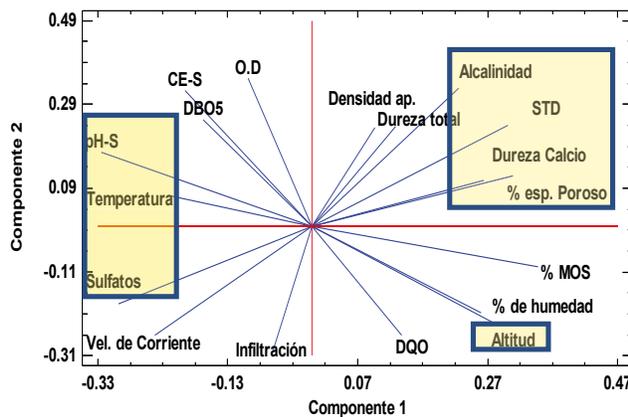
La concentración de sulfatos es baja y se encuentra dentro de los límites establecidos en la normatividad mexicana, finalmente los sólidos totales disueltos van aumentando conforme desciende el gradiente altitudinal por la incorporación de materiales a lo largo del curso de agua.

Se realizó un análisis de correlación múltiple de Pearson con nivel de confianza de 95%, tomando en cuenta todas las variables registradas, con la finalidad de identificar aquellas que guardan mayor relación con la capacidad de infiltración o bien con el porcentaje de materia orgánica en el suelo. Los parámetros que tuvieron mayor relación con la infiltración fueron la temperatura y el pH del suelo.

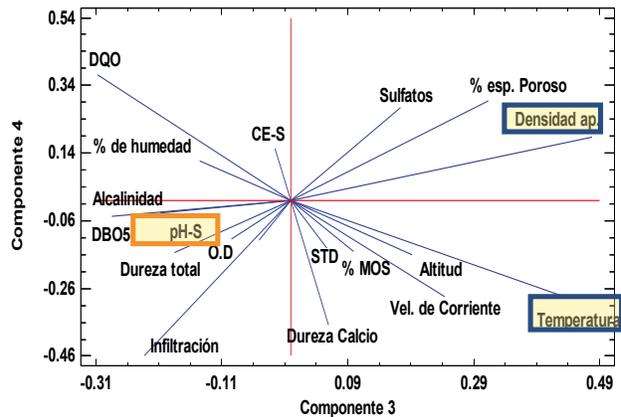
Aquellos que guardaron una mejor relación con la materia orgánica fueron el complejo salino del agua conformado por la alcalinidad, las durezas, los sulfatos y los sólidos totales disueltos; y la demanda bioquímica de oxígeno. Y del suelo la densidad aparente, la conductividad eléctrica y el pH.

De acuerdo con los resultados, la infiltración no mostró correlación significativa con el porcentaje de materia orgánica.

Posteriormente se analizaron los datos mediante la técnica de componentes principales para extraer las variables más significativas. Se obtuvieron cuatro componentes que explicaron la variabilidad del sistema en 81% del mismo conformándose de la siguiente manera: Componente 1) altitud, dureza de calcio, sulfatos, sólidos totales disueltos, porcentaje de espacio poroso y pH del suelo, representa la salinidad del sistema y su relación con compactación del suelo; Componente 2) infiltración, oxígeno disuelto, alcalinidad y conductividad, este nos muestra la movilidad del agua y los gases; Componente 3) temperatura y densidad aparente; y Componente 4: infiltración (Figura 2 y Figura 3).



**Figura 2.** Diagrama de componentes principales 1 y 2.



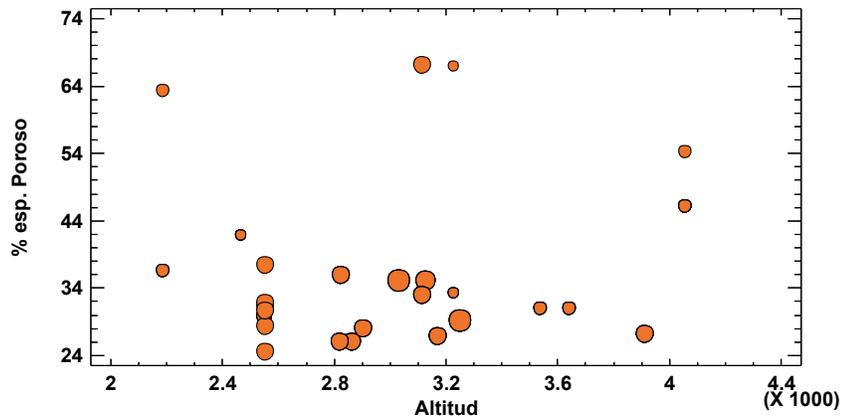
**Figura 3.** Diagrama de componentes principales 3 y 4.

Se graficó el porcentaje de materia orgánica en función de la altitud y en relación con el porcentaje de porosidad, se observa que la mayor cantidad de materia orgánica se localiza en los sitios que estuvieron entre 2500 y 3300 m s.n.m., zonas en donde se llevan a cabo prácticas agrícolas y ganaderas.

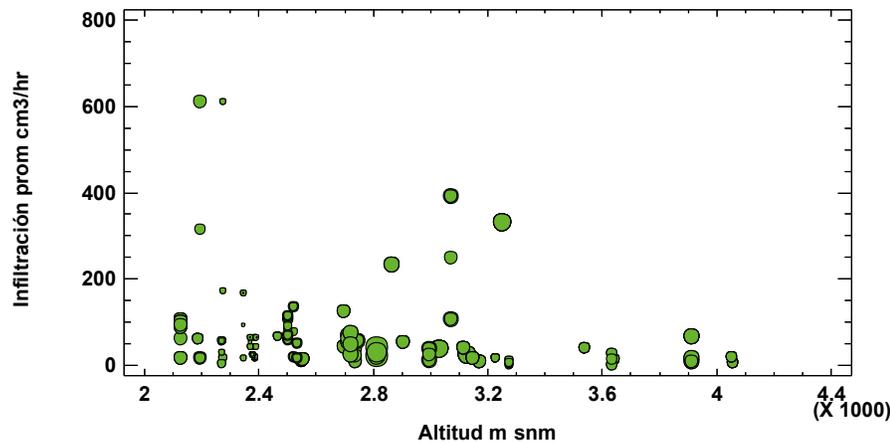
El porcentaje de espacio poroso no tiene un patrón definido con respecto a la altitud, la mayoría de los sitios tiene una porosidad menor al 40% a excepción de seis sitios que se encuentran en mayor grado de conservación, dos de ellos localizados cerca de los 4000 m s.n.m. (Figura 4).

Contrariamente a lo reportado por otros autores no existió una relación directamente proporcional entre el incremento de materia orgánica y el espacio poroso.

La tasa de infiltración con respecto a la proporción de la materia orgánica tampoco siguió el comportamiento esperado (Figura 5). La infiltración fue menor en sitios por arriba de los 3600 m s.n.m., al interior del Parque Nacional, donde no se llevan a cabo prácticas productivas y hay un manejo para favorecer la infiltración a través de tinas ciegas. La infiltración se presenta de manera homogénea en el intervalo altitudinal entre 2100 y 3300 m s.n.m., zonas en que hay actividad ganadera, acuícola, recreativa y agrícola. La materia orgánica en el suelo se presentó en mayor porcentaje entre los 2700 y 3100 m s.n.m. sin favorecer el proceso de infiltración.



**Figura 4.** Diagrama de Burbujas para el porcentaje de materia orgánica.



**Figura 5.** Diagrama de Burbujas para el porcentaje de materia orgánica.

El comportamiento del pH del suelo fue ascendente conforme desciende el gradiente altitudinal, esto se debe a la presencia de coníferas en las zonas altas y principalmente de especies de pino, que tienden a ser más ácidas y acidificar el suelo. Cuando se desciende en el gradiente de altitud, la incorporación de materiales producto de la erosión y actividades antropogénicas se va incorporando al suelo en mayor cantidad además de que la presencia de coníferas (principalmente pino) aumenta en los 3800 m s.n.m. y disminuye después de los 3400 m s.n.m., lo que favorece que el suelo adquiera valores de pH menos ácidos.

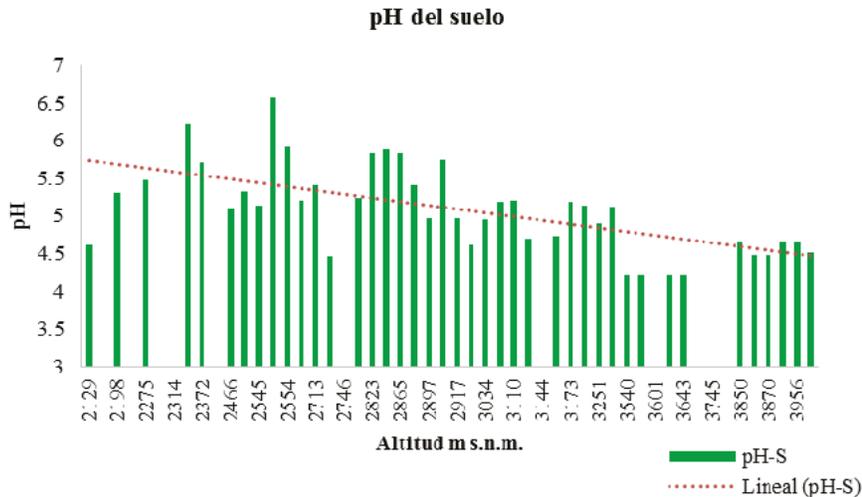


Figura 6. Comportamiento altitudinal del pH.

### Conclusiones

Con los datos obtenidos hasta el momento, no se logró establecer un modelo que muestre como se puede relacionar de manera efectiva la tasa de infiltración con el porcentaje de materia orgánica; las condiciones de acumulación de materia orgánica en el suelo se están manifestando sobre todo al exterior del parque. La infiltración presentó correlación significativa solo con la temperatura y el pH del suelo.

Deben generarse mayor cantidad de datos en zonas delimitadas y llevar a cabo un muestreo exhaustivo para determinar si el uso de suelo y la cobertura están afectando las propiedades del suelo y definir porque la relación entre la materia orgánica presente y la tasa de infiltración no es significativa en este caso.

### Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México a la DGAPA que a través del proyecto PAPIME PE- 206413 que ha permitido la adquisición de equipo para la realización del trabajo de campo y laboratorio.

A Ricardo Soria Chavero por la elaboración del mapa.

### Bibliografía

APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª edición. Editorial Díaz Santos. Washington. 1995 pp.

Croke J., P. Hairsine, P. Fogarty, R. T. Brooks. 2001. Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management* 143:3-12.

Crónica. 2010. La Reserva de la Biósfera Los Volcanes. <http://www.cronica.com.mx/noticias.php> (Consulta: marzo 15, 2013).

Cruz F., H. Guerra, C. Ángeles C. 2008. Descripción de propiedades físicas y químicas de agua y suelo en ambientes riparios en la exposición occidental del PN Izta-Popo. <http://www.camafu.org.mx/index.php/>

FAO. 2006. Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.

Gburek W. J., A. N. Sharpley A. 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of environmental quality* 27, 267-277.

NOM. 2002. NOM-021-RECNAT-2001, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Norma Oficial Mexicana, Diario Oficial de la Federación, México. pp. 85.

- 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 de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México* 63:40-59.
- UNESCO. 2010. La UNESCO anuncia la selección de 13 nuevas Reservas de Biósfera. 02.06.2010–UNESCOPRESS. <http://www.unesco.org/new/es/unesco/> (Consulta: marzo 15, 2013).
- Walter M. T., M. F. Walter, E. S. Brooks, T. S. Steenhuis, J. Boll, K. Wailer. 2000. Hydrological sensitive areas variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. *Journal of Soil and Water Conservation* 55:277-284.



### 1.33 Almacenamiento de carbono en Sistemas Ganaderos con Cercas Vivas de *Gliricidia sepium* en Tacotalpa, Tabasco, México

Villanueva-López Gilberto<sup>1</sup>; Martínez-Zurimendi Pablo<sup>1,2</sup>; Casanova-Lugo Fernando<sup>3</sup>, Ramírez-Avilés Luis<sup>4</sup> y Montañez-Escalante Patricia I.<sup>4</sup>

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Carretera a Reforma, km 15.5 S/N, Ra. Guineo 2ª sección, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.

Autor para correspondencia: gvillanueva@ecosur.mx

<sup>2</sup>Sustainable Forest Management Research Institute UVA-INIA, Spain.

<sup>3</sup>Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Carretera Chetumal-Escárcega, km 21.5, CP 77965, Ejido Juan Sarabia, Quintana Roo, México.

<sup>4</sup>Universidad Autónoma de Yucatán, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Carretera Mérida Xmatkuil, km 15.5 Apto. 116 Itzimná, Mérida, Yucatán, México.

#### Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar el Carbono almacenado en la biomasa aérea y subterránea, y en el suelo, en sistemas ganaderos con cercas vivas (SGCV) conformadas por árboles de *Gliricidia sepium*, y en sistemas ganaderos basado en el monocultivo de pasto (SGMP). La metodología incluyó muestreos destructivos de 32 árboles de *G. sepium*, integrando información sobre el diámetro a la altura del pecho, altura del fuste y altura total del árbol, y los pesos de tronco, ramas, hojas y raíz; muestreos de biomasa de pasto, hojarasca proveniente de los árboles, y muestreo de suelos de 0-10, 10-20 y de 20-30 cm de profundidad. Se estimó la materia seca de cada una de las muestras secando las mismas en un horno de secado a 65 °C hasta alcanzar peso constante; posteriormente se determinó el contenido de carbono de las mismas por medio de combustión seca. Con los datos obtenidos se desarrolló un modelo logarítmico:  $LN(TOTAL) = -2.33 + 0.94 * DAP - 0.03 * DAP^2 + 0.0005 * DAP^3$ . La materia orgánica del suelo se determinó a través del método de combustión seca. Los resultados muestran que la presencia de los árboles de *G. sepium* en el SGCV contribuyeron con el 5.7% para que el almacenamiento carbono atmosférico fuera mayor en el componente arbóreo (6.48 Mg C ha<sup>-1</sup>) y en el sistema (20.44 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). A pesar de que este efecto no trascendió al reservorio suelo, éste almacenó el 94.3% del total del carbono almacenado en el sistema.

**Palabras clave:** sistemas silvopastoriles, leñosa forrajera, ecuación de predicción, biomasa, secuestro de carbono.

#### Abstract

The aim of this study was to estimate the carbon stored in aboveground and belowground biomass and soil in livestock systems with hedges (SGCV) formed by *Gliricidia* trees, and livestock systems based on monoculture grass (SGMP). The methodology included destructive sampling of 32 trees of *G. sepium*, integrating information on the diameter at breast height, bole height and total tree height and weights trunk, branches, leaves and roots; biomass samples of grass, leaves from trees and soil sampling 0-10, 10-20 and 20-30 cm deep. Dry matter for each sample by drying them in a drying oven at 65 °C until constant weight was calculated; then the carbon content thereof by dry combustion is determined.  $LN(TOTAL) = -2.33 + 0.94 * DAP - 0.03 * DAP^2 + 0.0005 * DAP^3$ . With the data obtained a logarithmic model was developed. the soil organic matter was determined by dry combustion method. The results show that the presence of *G. sepium* trees in SGCV 5.7% contributed to the increased atmospheric carbon storage outside in the tree component (6.48 Mg C ha<sup>-1</sup>) and system (20.44 Mg C ha<sup>-1</sup> y r<sup>-1</sup>). Although this effect did not extend to the reservoir floor, it garnered 94.3% of the total carbon stored in the system.

**Key words:** forest grazing systems, forage woody prediction equation, biomass, carbon sequestration.

## Introducción

Las concentraciones de CO<sub>2</sub>, en la atmósfera, han aumentado significativamente, pasando de 280 ppm en la época pre-industrial a 397 ppm en 2013. Cerca del 30% de las emisiones de este gas provienen de la deforestación de los bosques tropicales para establecer pasturas para la ganadería extensiva. Se prevé que para el año 2020, la ganadería abarcará más de la mitad del valor de la producción agrícola mundial y tendrá como consecuencia la pérdida en grandes cantidades del Carbono (C) contenido no sólo en la masa vegetal, sino también en los suelos, dando lugar a una considerable emisión de CO<sub>2</sub> (Matos *et al.*, 2012). En este sentido, los sistemas agroforestales tropicales, entre los cuales se encuentran los silvopastoriles (SSP), en los últimos años han sido reconocidos como potenciales para capturar y almacenar grandes cantidades de C en la biomasa y en el suelo, comparado con el monocultivo de plantas y pasturas, además de funcionar como sumideros de CO<sub>2</sub> (Nair *et al.*, 2010). Los sistemas ganaderos con cercas vivas forman parte de los SSP y consisten en sembrar líneas de árboles en lugar de postes muertos que sirven para sujetar el alambre de púas, generalmente se usan para delimitar predios y en los ranchos principalmente ganaderos sirve para dividir internamente potreros y caminos. En la región Sierra de Tacotalpa, Tabasco, México las cercas vivas constituyen la forma más común de vegetación a lo largo de los paisajes ganaderos, ocupan grandes áreas y podrían cubrir áreas aún mayores. Existen más de 100 especies de árboles en las cercas vivas, *Gliricidia sepium* (Jacq. Kunth ex Walp.) es la especie más ampliamente utilizada. Por lo antes descrito, se planteó el presente trabajo, con los objetivos de: 1) estimar el carbono almacenado en la biomasa aérea y subterránea, y 2) el almacenamiento de carbono en el suelo, en sistemas ganaderos con cercas vivas (SGCV) conformadas por árboles de *G. sepium*, teniendo como referencia a los sistemas ganaderos basados en el monocultivo de pasto (SGMP).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en la Sierra del Municipio de Tacotalpa, Tabasco, México, la cual se localiza en el Sur del Estado, entre las coordenadas 17°15' y 17°45' Norte y los 90°38' y 93°46' Oeste. El clima de la región está clasificado dentro de los cálidos húmedos Af (m) w'' (i') g, con altas temperaturas y precipitaciones todo el año. La temperatura media anual es de 25 °C, siendo la máxima media mensual en junio de 43 a 45 °C y la mínima media en diciembre de 18 a 21 °C. El régimen de precipitaciones se caracteriza por un promedio de caída de agua de 3000 a 4000 mm por año, siendo un promedio máximo mensual de 569.7 mm en el mes de septiembre y un mínimo mensual de 167.4 mm en el mes de abril.

### Características de los sistemas y parcelas de estudio y diseño experimental

Se seleccionaron dos sistemas de producción ganaderos: 1) sistema ganadero con cercas vivas conformado en más del 95% por árboles de *G. sepium* establecidos sobre pasto *Brachiaria decumbens* (Stapf) de aproximadamente 15 años de edad y, 2) sistemas ganaderos en MP conformado por pasto *B. decumbens*. Se seleccionaron nueve parcelas de muestreo (repeticiones) con un tamaño de 600 m<sup>2</sup> (30 x 20 m) por cada sistema ganadero con y sin cercas vivas. En los SGCV cada una de las tres parcelas en cada rancho incluye una fila de árboles de *G. sepium* establecidos a una distancia de 90 cm entre ellos, asociados con pasto *B. decumbens*. Las parcelas incluían ambos lados de la cerca, y en cada una se definieron tres áreas de muestreo: 1) bajo la copa de los árboles de 0-3 m de la cerca, 2) entre el

límite y fuera de copa a 3-6 m de la cerca y, 3) fuera de la copa de 6-9 m de distancia de la CV. En cada área de muestreo se asignaron de manera aleatoria tres sub-parcelas de 9 m<sup>2</sup> (3 x 3 m) quedando a 1.5 m, otra a 4.5 m y la tercera a 7.5 m de distancia de la cerca. En ambos sistemas ganaderos la distancia entre parcelas fue de 30 m con el fin de evitar cualquier efecto de confusión. En tanto que en las parcelas de los SGMP cada una estuvo conformada sólo por pasto *B. decumbens*, y debido a que en su mayoría se encuentran en el perímetro exterior de los ranchos, sólo se consideraron parcelas del interior de la cerca.

#### *Mediciones de biomasa arbórea, pasto y hojarasca*

Se realizó un inventario de los árboles en cada una de las parcelas seleccionadas y se procedió a tomarles medidas dasométricas. Posteriormente, se seleccionaron de forma aleatoria 32 árboles homogéneamente repartidos en tres clases diamétricas: DAP < 5 cm (10), 5 > DAP < 15 (10) y DAP > 15 cm (12), dentro del total de árboles inventariados (n= 300), para un muestreo destructivo de biomasa arbórea (aérea y subterránea) determinado mediante el método de muestras finitas. A cada uno se le midió el diámetro del tallo a la altura del pecho (DAP), la altura del fuste (*hf*) y la altura total (*ht*). El DAP se midió con una cinta diamétrica a una altura de 1.3 m, la *hf* y la *ht* con una pistola láser (Láser technology) marca Criterion RD 1000. Posteriormente, se cortaron los individuos seleccionados, se desenterraron sus raíces y se pesaron en verde por componentes: tallo, ramas, hojas y raíces. Luego se tomó una muestra de cada componente para determinar la materia seca (MS).

En el caso del pasto cada 30 d se cosechó a una altura de 15 cm sobre la superficie del suelo toda la biomasa producida en 0.25 m<sup>2</sup>. En relación a la hojarasca proveniente de los árboles de *G. sepium* en los SGCV cada 15 d se colectó todo el material vegetal (hojas, semillas, flores y frutos, cortezas y ramas de hasta 5 cm de diámetro) encontrado en las 54 canastas (estructura metálica de 1 m<sup>2</sup>) localizadas a 1 m sobre la superficie del suelo. Tanto la biomasa del pasto como de la hojarasca se pesaron *in situ* en una báscula electrónica portátil para determinar el peso fresco. Para la determinación de la MS se tomaron muestras de 250 g de cada componente del árbol, de la hojarasca y de la pastura y fueron secadas en una estufa de circulación forzada de aire a 65 °C hasta alcanzar peso constante (Kraenzel *et al.*, 2003).

#### *Cuantificación de la biomasa y carbono (aérea y subterránea)*

En relación a los árboles, primero se estimó por metros sobre la línea de cerca viva, empleando los datos de biomasa por árbol; luego se determinó la longitud de formación lineal de cerca viva correspondiente a una ha de SGCV. Para ello, se realizó un inventario del área de estudio con el apoyo de fotografías aéreas con un tamaño de 16 muestras de 191.95 ha cada una, que permitió calcular los metros lineales, la densidad, la proporción de superficie de franja lindera, y el promedio de superficie de cerca viva por ha en el SGCV. Asimismo, se determinó un factor de conversión de 4710.06 m<sup>2</sup> para el área correspondiente a la franja perimetral del SGCV, multiplicando los 18 m de franja perimetral correspondiente a ambos lados de la cerca viva por la longitud de las cercas vivas comprendidas en 1 ha de sistema ganadero. Posteriormente, con los datos dasométricos provenientes de los distintos componentes de los 32 árboles estudiados se elaboró un modelo logarítmico para cuantificar la biomasa arbórea total (aérea y subterránea). Se desarrollaron los modelos propuestos por Méndez *et al.*, (2011) y Picard *et al.*, (2012), que incluyen las variables DAP, *ht*, biomasa total, biomasa de raíz. El modelo se desarrolló mediante un software para análisis estadísticos. La precisión del modelo se analizó por el método de validación cruzada Picard *et al.*, (2012), utilizando los datos dasométricos de los 32 árboles. Se utilizaron los siguientes criterios para definir el mejor modelo: eficiencia, error medio del modelo, diferencia media absoluta, raíz del cuadrado medio del error (RCME), y coeficiente

de determinación (R<sup>2</sup>). Una vez validado el modelo, se realizó un nuevo ajuste utilizando todos los datos provenientes de los 32 árboles expresado por la ecuación 1.

$$\text{Biomasa arbórea} = \text{EXP} (a + b * \text{DAP} + c * \text{DAP}^2 + d * \text{DAP}^3) \quad (1)$$

donde, *Biomasa arbórea* es la biomasa total en base seca kg, *EXP* es la función exponencial, *DAP* es el diámetro a la altura de pecho y *a*, *b*, *c* y *d* son parámetros del modelo.

La producción de hojarasca en los SGCV primero se cuantificó en kg m<sup>-2</sup> de franja perimetral; luego se extrapoló a ha de SGCV utilizando el factor de conversión antes mencionado (4710.06 m<sup>2</sup> de franja perimetral por hectárea de sistema). En el caso de la pastura se hizo dividiendo la superficie del sistema en dos áreas, una correspondiente a la franja perimetral y otra a la zona central de los potreros utilizando un factor de conversión de 4710.06 m<sup>2</sup> y de 5289.94 m<sup>2</sup> respectivamente. La suma de ambos valores correspondió a la biomasa total por hectárea de SGCV. El carbono almacenado en la biomasa arbórea total (hojas, ramas, fuste y raíz), en la pastura, y en la hojarasca se determinó multiplicando el valor del peso seco de cada uno de éstos, por el valor en proporción del C contenido en la biomasa total, cuantificado para éste estudio 0.57 para los árboles, 0.54 para la hojarasca y 0.52 para la pastura.

#### *Cuantificación del C almacenado en el suelo*

Se elaboraron calicatas de 30 x 30 x 30 cm de las cuales se extrajo una muestra por cada rango de profundidad (0-10, 10-20 y 20-30 cm). Las muestras de suelo se depositaron en contenedores de plástico previamente rotulados por cada profundidad. Se tomó una sub-muestra de aproximadamente 500 g; luego fueron secadas bajo sombra y a temperatura ambiente, molidas, y pasadas por un tamiz de 2 mm para posteriormente determinar materia orgánica (MO) a través del método de combustión seca. Para la conversión de MO a fracción de C, se usó el factor 1.72. En cada profundidad se midió la densidad aparente con el método del tubo de volumen conocido. El almacenamiento del carbono orgánico del suelo (COS) a 30 cm de profundidad, se calculó utilizando los resultados de laboratorio (densidad aparente y % de C orgánico en el suelo), y la profundidad de muestreo, sumando el COS en cada profundidad analizada. El COS en cada rango de profundidad se obtuvo mediante la ecuación 2. Para calcular el COS almacenado por ha de sistema, se siguió el mismo criterio y los mismos factores de conversión que para calcular la biomasa de pasto.

$$\text{COS} = \text{CC} * \text{DA} * \text{Pm} * \text{A} / 10\ 000 \quad (2)$$

donde, *COS* es el carbono orgánico en el suelo (Mg C ha<sup>-1</sup>), *CC* es el contenido de carbono en %, *DA* es la densidad aparente del suelo (t m<sup>-3</sup>); *Pm* es la profundidad de muestreo en cm, *A* es el factor de conversión (4710.06 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> para franja perimetral y de 5289.94 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> a la zona central de los potreros en los SGCV, y 10 000 m<sup>2</sup> para el SGMP).

#### *Análisis estadístico*

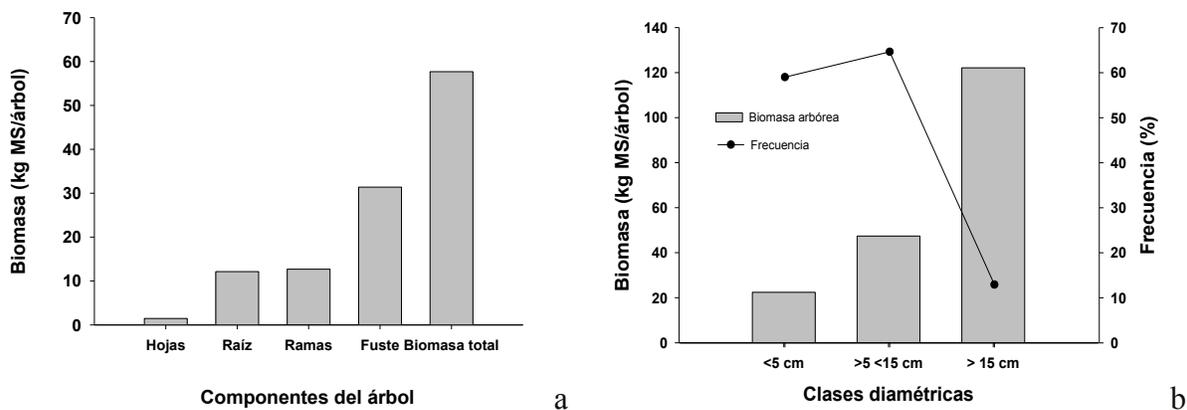
Los datos fueron analizados mediante una comparación de medias utilizando la prueba de *t* Student, considerando la influencia de los SGCV vs SGMP. Adicionalmente, en el caso de los SGCV, se realizó un análisis de varianza de una vía para determinar la influencia de la distancia de muestreo sobre la producción de hojarasca y el contenido de carbono en el suelo. Cuando se encontraron diferencias estadísticas se utilizó una prueba de Tukey al 95%. Los análisis fueron elaborados con el software Sigmaplot versión 11.0.

## Resultados

El modelo 3 fue el ajustado; su eficiencia fue 0.94, el error medio 2.11, la diferencia media absoluta 15.38 y el coeficiente de determinación 0.98.

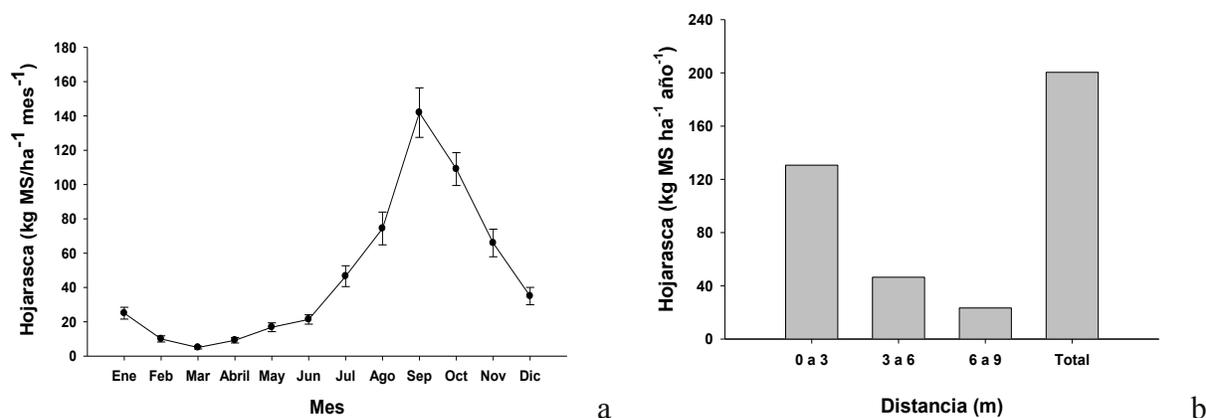
$$\text{Biomasa arbórea} = \text{EXP} (2.33003 + 0.9424 * \text{DAP} - 0.03892 * \text{DAP}^2 + 0.0004784 * \text{DAP}^3) \quad (3)$$

En promedio un árbol almacena 57.67 kg de MS, de los cuales 31.37 corresponden al fuste, las ramas aportan 12.69, la raíz 12.13 y las hojas solamente 1.46 kg de MS/árbol (Figura 1a). Los árboles mayores a 15 cm de DAP almacenan 122 kg MS/árbol, más del doble de lo que se almacena en los rangos mayores a cinco pero menor a 15 (47 kg MS/árbol) y seis veces más que los árboles menores a 5 cm (22 kg MS/árbol). A pesar de que los árboles de *G. sepium* con DAP mayores a 15 cm son los que aportan la mayor cantidad de MS, solo representan el 12% del total de los árboles presentes en las cercas vivas (Figura 1b). Se calculó un almacenamiento de 11.32 Mg MS ha<sup>-1</sup> en la biomasa arbórea del SGCV. En relación al C esto se traduce en un promedio de 6.48 Mg de C ha<sup>-1</sup>. Un árbol en promedio almacena 37 kg de C, de los cuales 18.06 kg corresponden al fuste, las ramas aportan 7.07, la raíz 6.96 y las hojas solamente el 0.80 kg de C. Aquí también se determinó que el contenido de C es mayor en los árboles con un diámetro mayor a 15 cm con 68.5 kg C.



**Figura 1.** Producción de biomasa: a) por componente arbóreo y total y, b) biomasa por árbol de cada clase diamétrica.

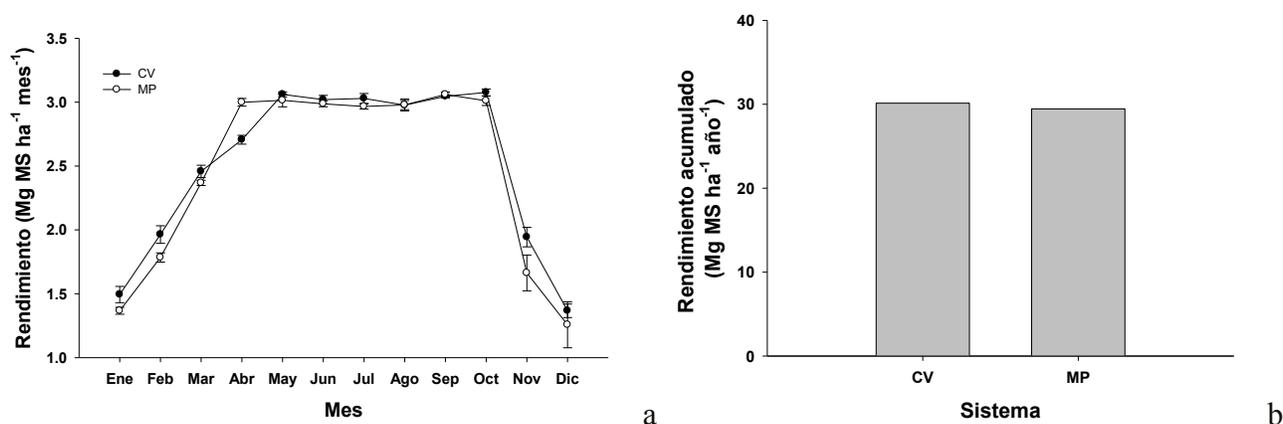
La producción de hojarasca proveniente de los árboles de *G. sepium* en los SGCV fue de 0.561 Mg de MS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La mayor producción ocurrió en el mes de septiembre (Figura. 2a). Por otro lado, se encontraron diferencias significativas en la cantidad de hojarasca a las diferentes distancias evaluadas ( $F = 70.47$ ,  $P < 0.001$ ). El 65% se presentó debajo de la copa (0-3 m de distancia de la cerca viva), el 23.26% de 3-6 m (límite y fuera de copa), y el 11.65% de 6-9 m (fuera de la copa) (Figura 2b). En relación al C durante el periodo experimental, la hojarasca acumuló en promedio 0.305 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; de ésta cantidad, 130.64 kg se depositaron de 0-3 m de distancia de la cerca viva, 46.14 de 3-6 m y 23.35 kg de 6-9 m.



**Figura 2.** Producción de hojarasca: a) mensual y, b) producción de hojarasca anual en relación a la distancia.

### Biomasa de pastos y contenido de C

La Figura 3b muestra que la producción de pastura tuvo un comportamiento similar entre los dos sistemas ganaderos evaluados ( $F= 3.73$ ,  $P> 0.05$ ). La producción de pasto promedio mensual en los SGCV fue de  $2.51 \text{ Mg MS ha}^{-1}$  (Figura 3a) y de  $30.14 \pm 0.63 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Figura 3b), mientras que en los SGMP la producción promedio mensual fue de  $2.45 \text{ MS ha}^{-1}$  (Figura 3a) y de  $29.45 \pm 0.63 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Figura 3b). En consecuencia el C almacenado tampoco fue diferente. Los SGCV almacenaron  $15.68$  y los SGMP  $15.32 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .



**Figura 3.** Comportamiento de la producción de biomasa de pasto: a) mensual a lo largo del año en SGCV conformado por árboles de *G. sepium* y, b) acumulado de pastura en un año en SGCV y SGMP.

El almacenamiento de C en el suelo tampoco presentó diferencias estadísticas significativas ( $F= 0.529$ ,  $P= 0.592$ ). En promedio el SGCV almacenó  $35.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en cada profundidad, la mayor cantidad se almacenó de 0-10 cm de profundidad, seguido de 20-30 y de 10-20. Mientras que en los SGMP en promedio almacenó en cada profundidad del perfil  $39 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . La mayor cantidad de COS se almacenó de 0-10 cm de profundidad, seguido de 10-20 y de 20-30 (Cuadro 1). Tampoco hubo diferencias en la interacción entre los sistemas ganaderos y las diferentes profundidades analizadas ( $F= 1.57$ ,  $P= 0.209$ ).

**Cuadro 1.** Almacenamiento de carbono orgánico en suelo ( $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en sistemas ganaderos con cercas vivas conformadas por *G. sepium* y en sistemas ganaderos en monocultivo de pasto *B. decumbens*, en Tacotalpa, Tabasco, México.

Profundidad del suelo	Sistemas ganaderos con cercas vivas	Sistemas ganaderos en monocultivo de pasto
0-10 cm	42 ± 3.9 a	44 ± 4.6 a
10-20 cm	30 ± 3.3 b	40 ± 3.4 a
20-30 cm	35 ± 3.7 a	35 ± 3.8 a
Acumulado en el perfil (0-30 cm)	107 ± 10.9 a	119 ± 11.8 a

Se presenta la media ± error estándar. Letras distintas en una fila indican diferencias significativas Tukey ( $P < 0.05$ ).

En relación al C almacenado en las diferentes distancias de muestreo en los SGCV, se encontraron diferencias significativas ( $F = 3.56$ ,  $P < 0.03$ ). La mayor cantidad de C se almacenó de 3-6 m distancia de la cerca viva, seguido de 0-3 m y de 6-9 m. Sin embargo, no hubo diferencias en la interacción entre el SGCV y las diferentes distancias analizadas ( $F = 0.65$ ,  $P = 0.62$ ).

En el Cuadro 2 se muestra el balance del C total almacenado en los reservorios (biomasa arbórea y suelo), así como los flujos promedios (hojarasca y pasturas) de cada uno de los sistemas evaluados. Se observa que en los reservorios los SGCV almacenaron la misma cantidad de C que los SGMP, con una tasa de acumulación anual similar. Asimismo, se observó que en los SGCV el suelo almacenó el 94.3%, y la biomasa arbórea el 5.7%. Los flujos de C en los SGCV fueron superiores a los que se presentan en los SGMP. Al hacer el balance total de C capturado anualmente por el sistema (tasa de acumulación+flujo anual) quedó patente una pequeña superioridad de los SGCV respecto a los SGMP de  $1.22 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , lo que representa una diferencia del 6%.

**Cuadro 2.** Balance del carbono total en sistemas ganaderos con cercas vivas de *G. sepium* y en sistemas ganaderos en monocultivo de pasto en Tacotalpa, Tabasco, México.

Reservorios	Cercas vivas $\text{Mg C ha}^{-1}$	MP $\text{Mg C ha}^{-1}$
Árboles (hojas, ramas, fuste y raíz)	6.48	-
Suelo	113.34	119
C total del reservorio del sistema	119.82	119
Tasa de acumulación $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	3.9	3.9
Flujos	Cercas vivas $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	MP $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$
Hojarasca	0.561	-
Pasto	15.68	15.32
C total del flujo del sistema	16.24	15.32
Carbono capturado anualmente por el sistema	20.44	19.22

## Conclusiones

La presencia de árboles de *G. sepium* en los SGCV contribuyó con el 5.7% del carbono almacenado. Sin embargo, el carbono acumulado en los reservorios en los SGCV fue similar al carbono acumulado en los reservorios en los SGMP. La ventaja que presenta la biomasa arbórea en los SGCV fue compensada por los SGMP al acumular cantidades ligeramente mayores de carbono en el suelo, aunque no fueron significativamente diferentes. Los flujos de C en ambos sistemas evaluados fueron similares.

La producción anual de pasto, y en consecuencia el flujo de carbono en el componente herbáceo, no se vio afectada por el componente arbóreo en los SGCV, respecto a la producción de los SGMP.

Mientras que la producción de hojarasca del arbolado incrementó el flujo anual de carbono en los SGCV en un 3.5%.

## Bibliografía

- Kraenzel M., A. Castillo, T. Moore, C. Potvin. 2003. Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management* 173:213-225.
- Matos E. S., D. Freese, E. S. Mendonca, A. Slazak, F. H. Reinhard. 2012. Carbon, nitrogen and organic C fractions in topsoil affected by conversion from silvopastoral to different land use systems. *Agroforestry Systems* 81:203-211.
- Méndez G. J., N.S.L. Luckie, A. M. Á. Capó, L. J. A. Nájera. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México.
- Nair P. K. R., V. D. Nair, B. M. Kumar, J. M. Showalter. 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy* 108:237-307.
- Picard N., L. Saint-André, M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción. Las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Rome, Montpellier. 223 pp.



## 1.34 Almacenes de carbono en cafetales con distintos manejos en el Norte de Chiapas, México

Soto-Pinto Lorena<sup>1</sup>; Aguirre-Dávila Carlos M.<sup>2</sup> y Anzueto-Martínez Manuel J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Col. María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas. CP 2929. Autor para correspondencia: lsoto@ecosur.mx

<sup>2</sup>Corporación Aldea Global, Cra 23 No. 25-61 Oficina 206, Edificio Don Pedro, Manizales, Colombia.

### Resumen

Los sistemas agroforestales contribuyen a las funciones ecosistémicas como se ha documentado para el café con sombra. Sin embargo, los almacenes de carbono han sido escasamente estudiados. Distintos manejos y composición determinan los componentes de carbono. Este estudio tuvo como objetivo cuantificar las reservas de carbono en plantaciones de café con distintos manejos: policultivo orgánico, policultivo no orgánico y cafetal con sombra de *Inga*, en la zona Norte de Chiapas, México. Se llevaron a cabo inventarios en parcelas circulares de 1000 y 100 m<sup>2</sup> en comunidades campesinas. Los almacenes estudiados fueron: biomasa viva, raíces, materia muerta y el suelo (0-30 cm de profundidad).

Los resultados mostraron que la biomasa viva contribuyó con alrededor de 30% del carbono total, el carbono orgánico entre 56 y 70%; mientras que la materia orgánica representó entre el 3 y 5% del carbono total. Los policultivos orgánicos almacenaron significativamente más carbono en la biomasa arbórea y en el suelo que los policultivos no orgánicos, y fueron intermedios en el cafetal con *Inga*. La materia orgánica muerta fue estadísticamente similar entre sistemas. Los sistemas de policultivo orgánico, policultivos no orgánicos y cafetales con *Inga* almacenaron 194.7, 134.9 y 154.3 Mg C ha<sup>-1</sup> de carbono total, respectivamente; y en el mismo orden almacenaron en la biomasa viva 57.5, 53.0, y 46.9 Mg C ha<sup>-1</sup>. Se concluye que el policultivo del café con sombra, especialmente el café orgánico tiene una alta importancia en el almacén del carbono tanto en la biomasa como en el suelo.

**Palabras clave:** agricultura, agroforestería, café orgánico, Chiapas, servicios ecosistémicos.

### Abstract

Agroforestry systems contribute to ecosystem functions as has documented previously. However, carbon stocks in these systems have been scarcely studied. Management and vegetation composition usually determine carbon components. This study aimed to quantify carbon stocks in coffee plantations with different management: organic polyculture, non-organic polyculture, and coffee with shade composed mainly by *Inga* genus, in Northern Chiapas, Mexico. Inventories were carried out in 1000 and 100 m<sup>2</sup>-circular plots in indigenous communities. The carbon stocks assessed were: live biomass, roots, dead organic matter and soil organic matter (0-30 cm in depth).

Results showed that live biomass contributed with approximately 30% of the total carbon; organic carbon between 56 and 70%; while organic matter represented between 3 and 5% of total carbon. Organic polyculture stocked significantly more carbon in wood biomass and soil than non-organic polyculture, and placed intermediate in *Inga* shaded coffee. Dead organic matter was similar between systems. Organic polyculture, non-organic polyculture and *Inga* shaded coffee stocked 194.7, 134.9 y 154.3 Mg C ha<sup>-1</sup> of total carbon, respectively; in the same order, these systems stocked live biomass of 57.5, 53.0, and 46.9 Mg C ha<sup>-1</sup>. We conclude that polyculture shaded coffee, especially organic polyculture shaded coffee which had a great importance in carbon stock, both in biomass and soil.

**Key words:** agriculture, agroforestry, organic coffee, Chiapas, ecosystem services.

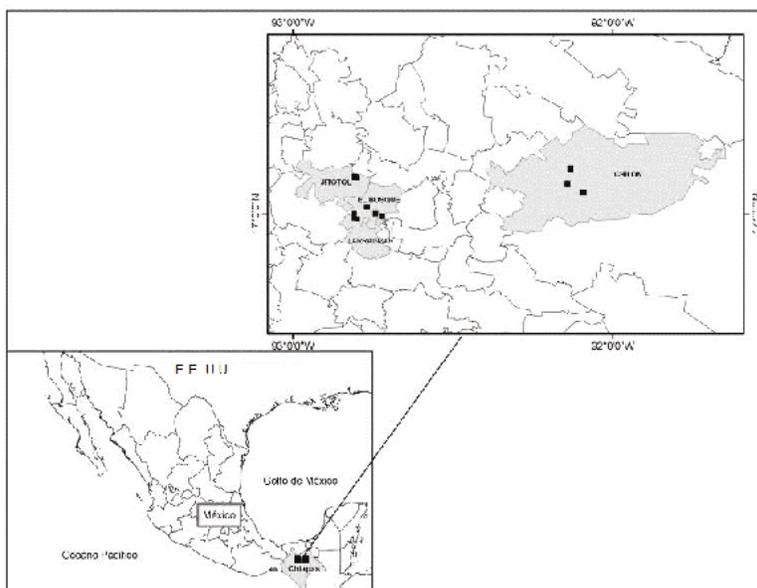
## Introducción

Los sistemas agroforestales juegan un papel importante en la mitigación del cambio climático, principalmente aquellos que desarrollan altas coberturas y densidades arbóreas (Hutchinson *et al.*, 2007; Idol *et al.*, 2011; Soto-Pinto y Armijo-Florentino, 2014). Esto depende de la zona agroclimática, la complejidad y el manejo de los sistemas. Algunos estudios han enfatizado en la importancia de las plantaciones agroforestales para almacenar carbono y en la diferencia entre los cafetales con sombra y sin ella (Dossa *et al.*, 2008). Estos autores encontraron almacenes de C de 22.9 Mg ha<sup>-1</sup> en café sin árboles de sombra y de 81 Mg ha<sup>-1</sup> en café con sombra y tasas de incremento de 1 a 2 Mg C ha<sup>-1</sup> por año en café a pleno sol y con sombra, respectivamente (Van Noordwijk *et al.*, 2002). Otros autores, sin embargo no han encontrado diferencia en el carbono contenido en la biomasa aérea en cafetales con distinta composición (Méndez *et al.*, 2010). Los estudios sobre estructura y composición y su relación con la función ecosistémica de almacenaje de carbono son escasos.

El objetivo de este estudio fue cuantificar los almacenes de carbono en tres tipos de sistemas de café el Norte de Chiapas, México.

## Materiales y métodos

Esta investigación se llevó a cabo en comunidades del Norte de Chiapas, de los municipios de Chilón, El Bosque, Larrainzar y Jitotol (Figura 1) entre 860 y 1530 m s.n.m. en sitios con vegetación previa de bosque mesófilo de montaña y bosque semi cálido húmedo, con precipitación entre 1000 y 2000 mm, y temperatura media anual de 23 °C. Los suelos fueron clasificados como Luvisoles y Feozem. La principal actividad de la población es la agricultura de maíz y café.



**Figura 1.** Área de estudio en el Norte de Chiapas, México.

El café se cultiva bajo la sombra de árboles con distinta estructura y composición, así como distintos manejos (Moguel y Toledo, 1999; Hernández-Martínez *et al.*, 2009). La presente investigación se realizó en tres tipos de sistemas: 1) sistema de café de policultivo orgánico (CPO), 2) sistema de café de policultivo no orgánico (CPNO), y 3) sistema de café con sombra dominada por el

género *Inga* (CI). El sistema de policultivo tanto orgánico como no orgánico está compuesto por árboles de sombra pertenecientes a 31 especies arbustivas y arbóreas nativas incluyendo *Inga* spp con un valor de importancia de menos del 30%. El sistema de café con *Inga* incluye especies de éste género, las cuales dominan la vegetación de sombra (con un 60%). El café con manejo orgánico, tanto policultivo como con sombra de *Inga* son abonados con compostas derivadas del detritus del café.

Se seleccionaron 20 parcelas; seis de CPO en Chilón y Larrainzar, siete de OIS en El Bosque, Jitotol y Larrainzar, y siete de CPNO en Chilón y Larrainzar. En cada una de estas parcelas se marcaron áreas circulares de 1000 y 100 m<sup>2</sup> donde se realizó un inventario y estimación de biomasa viva (árboles, juveniles, herbáceas y raíces); materia orgánica muerta (ramas caídas, hojarasca fresca, en proceso de descomposición y humus); y la materia orgánica del suelo de 0-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad (Hairiah *et al.*, 2001; MacDicken, 1997; Penman *et al.*, 2003). En el círculo mayor se midieron todos los árboles mayores a 10 cm de diámetro a 1.3 m de altura y en el menor todos los árboles de 2.5 a 9.9 cm de diámetro. Todas las especies fueron identificadas. La biomasa arriba del suelo y de raíces fue estimada por medio de ecuaciones alométricas para árboles de la vegetación tropical, palmas, cítricos y café (Cuadro 1). Por convención, se aplicó el factor de 0.5 para estimar la densidad de carbono a partir de la biomasa (Penman *et al.*, 2003).

**Cuadro 1.** Fórmulas alométricas usadas para estimación de la biomasa arbórea y arbustiva en sistemas de café con sombra.

Especie	Ecuación Alométrica <sup>a</sup>	R <sup>2</sup>	Fuente
Biomasa aérea	$Y = \exp[-2.977 + \ln(\rho D^2 H)]$	0.99	Chave <i>et al.</i> , 2005
<i>Bactris gasipaes</i>	$Y = 0.97 + 0.078(AB) - 0.00094(AB)^2 + 0.0000064(AB)^3$	0.96	IPCC, 2003
Palmas	$Y = 10 + 6.4(H)$	0.96	Frangi y Lugo, 1985
<i>Musa sp</i>	$Y = 0.0303D^{2.1345}$	0.99	Hairiah <i>et al.</i> , 2001
<i>Citrus sinensis</i>	$Y = -6.64 + 0.279(AB) + 0.000514(AB)^2$	0.94	IPCC, 2003
<i>Coffea arabica</i>	$Y = 0.2811D^{2.0635}$	0.94	Hairiah <i>et al.</i> , 2001

Para estimar la biomasa de hierbas se realizó un muestreo de 4 m<sup>2</sup>, en cuadros de 0.5 x 0.5 m distribuidos al azar en la parcela mayor mediante un muestreo destructivo. El carbono se determinó por medio del uso del Leco CHN 1000®. El volumen de las ramas caídas se estimó por medio del método de intersección planar (Van Wagner, 1968) en cuatro transectos de 25 m, donde se midió el diámetro de todas las ramas de más de 3 cm de diámetro. Las ramas se clasificaron en tres estados de descomposición: frescas, secas y en descomposición. El Volumen se estimó con la ecuación 1:

$$V = \pi \sum d^2 / 8l \quad (1)$$

donde,  $V$  es volumen en m<sup>3</sup>;  $d$  es diámetro de la rama en m, y  $l$  longitud del transecto de muestreo en m.

Se tomaron muestras de ramas en los tres estados de descomposición y se llevaron para análisis de laboratorio.

En los círculos mayores se arrojó al azar un anillo de dimensiones conocidas para coleccionar la hojarasca en tres estados de descomposición: fresco, seco y en estado de descomposición. Se pesaron, secaron en estufa de aire forzado y se determinó el contenido de carbono.

Se tomaron muestras compuestas de suelo en cada parcela, con un tubo de muestreo tipo Hoffer a las profundidades 0-10, 10-20, 20-30 cm. Cada muestra fue procesada y analizada por medio del

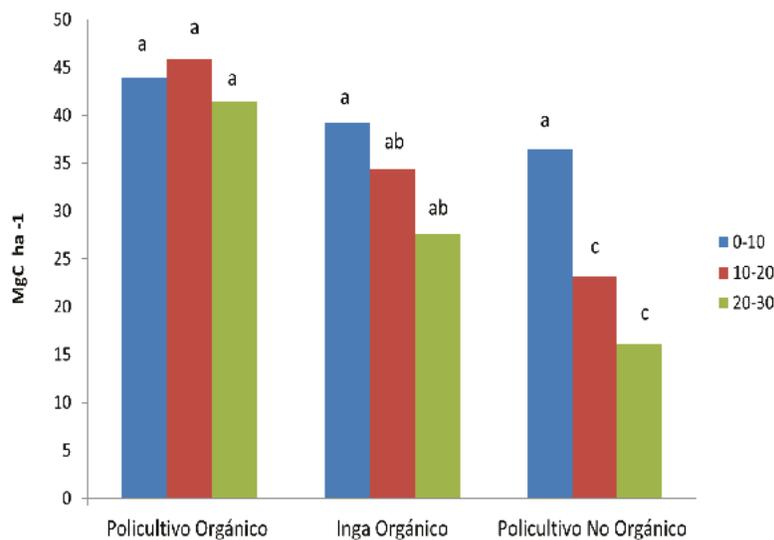
método de combustión húmeda (Walkley y Black, 1934). La densidad aparente se determinó por el método de la probeta.

Se realizó un análisis de correlación entre las variables de la biomasa y el suelo. Se realizó un análisis de varianza y comparaciones de medias múltiples (Steel y Torrie, 1992) para comparar entre los tres sistemas, además se usó una prueba de *t* de student para comparar entre los dos sistemas de policultivo, orgánico vs. no orgánico, se usó el programa SAS (SAS, 2008).

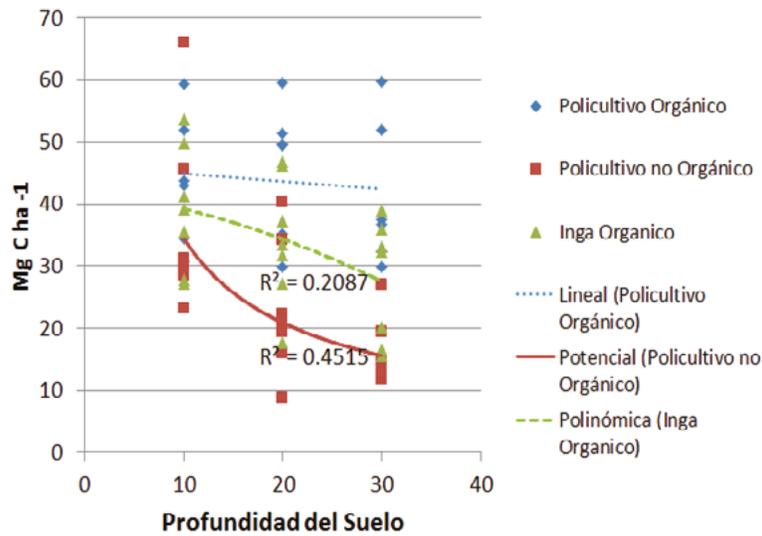
## Resultados y discusión

### Carbono orgánico del suelo

Se encontró una diferencia significativa entre el carbono orgánico del suelo entre los sistemas orgánico y no orgánico de 10-20 y de 20-30 cm ( $p < 0.05$ ). El sistema orgánico tuvo un mayor almacén de carbono orgánico en el suelo (COS), tanto el policultivo como el sistema con sombra de *Inga* en comparación con el policultivo no orgánico (Figura 2). Es probable que el aporte de las compostas en este tipo de sistemas sea responsable de esta diferencia. Estas podrían contribuir hasta en un 40% del COS en sistemas agroforestales (Palm, 1995; Sánchez *et al.*, 1999). El COS disminuyó con la profundidad, sin embargo, la tasa de disminución fue menor en el policultivo orgánico (Figura 3) lo cual resalta el papel de este tipo de plantaciones para la conservación del carbono y su potencial para ofrecer servicios ecosistémicos como se ha señalado previamente (Soto-Pinto *et al.*, 2010 y Soto-Pinto y Aguirre-Davila, 2015).



**Figura 2.** Carbono orgánico del suelo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en tres sistemas de cultivo de café (policultivo orgánico, policultivo no orgánico e *Inga* orgánico) y en tres profundidades de suelo (0-10, 10-20 y 20-30 cm) en el Norte de Chiapas, México.

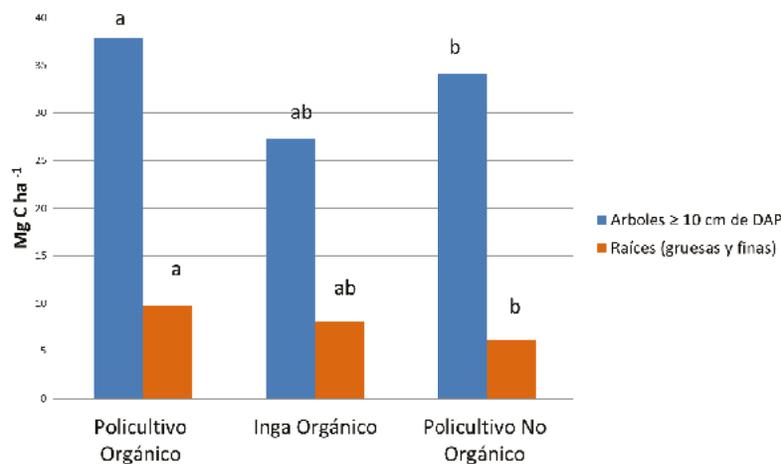


**Figura 3.** Disminución del carbono en el suelo de 0 a 30cm de profundidad en tres sistemas de café en el norte de Chiapas, México.

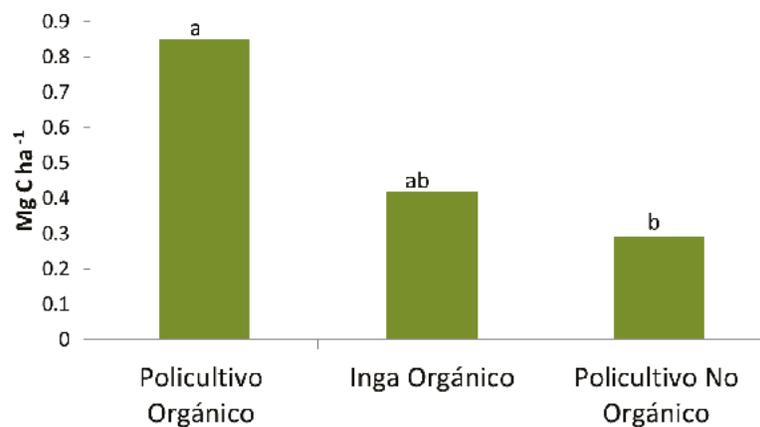
*Carbono en la biomasa viva*

La biomasa viva en árboles, juveniles y raíces fue significativamente diferente entre sistemas ( $p < 0.05$ ). Los sistemas de policultivo orgánico tuvieron un almacén de carbono mayor en este componente que los sistemas de policultivo no orgánico, mientras que el sistema con sombra de *Inga* se mantuvo intermedio (Figura 4). La biomasa de juveniles también fue distinta entre sistemas, comportándose similar al de árboles adultos (Figura 5). Los almacenes de carbono en herbáceas y arbustos de café fueron similares entre sistemas ( $p > 0.05$ ).

Se encontró una correlación significativa entre los componentes de la biomasa viva y la COS de 10 a 30 cm (Cuadro 2), lo que indica la importancia de la vegetación para la acumulación de carbono en esta primera capa de suelo que suele ser muy vulnerable por la erosión por las altas pendientes que prevalecen en la zona cafetalera. Cualquier cambio de uso del suelo o una reducción en la cobertura de la vegetación de sombra del café podría poner en riesgo este importante almacén.



**Figura 4.** Carbono almacenado en árboles adultos y raíces en tres sistemas de café: policultivo orgánico, sombra de *Inga* orgánico y policultivo no orgánico, en el Norte de Chiapas, México.



**Figura 5.** Carbono almacenado en los juveniles en tres sistemas de café: policultivo orgánico, sombra de *Inga* orgánico y policultivo no orgánico, en el norte de Chiapas, México.

### Carbono total

El almacén de carbono total fue mayor en el policultivo orgánico que el policultivo no orgánico, e intermedio en el café con sombra de *Inga* ( $p < 0.05$ ). Con 194.7, 134.5 y 154.3 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Del carbono total, la mayor parte, entre 55.9% y 67.4% estuvo contenido en la materia orgánica del suelo, seguido por la biomasa viva que representó entre 29.5 y 39.1%; mientras que la materia orgánica muerta aportó entre 3.1 y 5% del carbono total. Estas tendencias fueron similares a las registradas en otros trabajos, sin embargo las cantidades de carbono encontradas aquí fueron más altas que otras reportadas para café en Centroamérica y muy similares a algunos ecosistemas tropicales y sistemas agroforestales con alta densidad de árboles (Dossa *et al.*, 2008; Häger, 2012; Méndez *et al.*, 2010; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013; Schmitt-Harsh *et al.*, 2012).

**Cuadro 2.** Correlación de Pearson entre los componentes de la biomasa viva y del carbono orgánico del suelo en cafetales del Norte de Chiapas, México. El número superior corresponde al coeficiente de correlación y el inferior a la probabilidad.

Componentes	0-10cm	10-20	20-30	COS Total
Árboles	0.3018	0.5717	0.4952	0.5314
	0.196	0.0084	0.0264	0.0159
Juveniles	0.0093	0.2168	0.4899	0.2851
	0.97	0.3726	0.0283	0.223
Cafetos	-0.263	-0.216	-0.285	-0.2915
	0.2621	0.36	0.2227	0.2124
Herbáceas	-0.231	-0.34	-0.305	-0.3382
	0.3266	0.1423	0.1909	0.1447
Raíces	0.2159	0.4824	0.4032	0.4292
	0.3606	0.0312	0.7779	0.059

### Conclusiones

El manejo orgánico del cafetal resultó crucial para el almacenamiento de carbono tanto en la biomasa como en el suelo. El policultivo orgánico mostró su potencial para producir más biomasa y almacenar carbono que el policultivo no orgánico. El manejo del sistema y la estructura fueron factores



determinantes de los almacenes de carbono, pero principalmente el manejo orgánico, el cual almacenó las mayores cantidades de carbono en árboles, juveniles y en el suelo (10-30 cm) que el manejo no orgánico o convencional.

El mayor reservorio fue el suelo con 56 a 70% del total. Disminuyendo con la profundidad según el manejo. El policultivo orgánico disminuyó menos que los otros dos. La biomasa de árboles, juveniles y raíces correlacionó con los almacenes del suelo entre 10 y 30 cm de profundidad.

Los contenidos de C fueron mayores que otros reportados para Centroamérica y similares a otras plantaciones agroforestales en México, incluso que algunos tipos de bosque.

Los resultados mostraron que los cafetales orgánicos pueden contribuir significativamente a almacenar carbono en la biomasa aérea y en el suelo, por lo que se confirma la importancia de este sistema agroforestal manejado agroecológicamente en la mitigación del cambio climático.

## Agradecimientos

A los productores cooperantes dueños de las parcelas de estudio. Al proyecto Multidisciplinario y Transversal Innovación Socioambiental (Grupo de Investigación de ECOSUR para las Zonas Cafetaleras-GIEZCA) financiado por El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).

## Bibliografía

- Chave 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. *Oecología* 145:87-99.
- Dossa E. L., E. C. M. Fernández, W. S. Reid, K. Azui. 2008. Above-and below ground biomass, nutrient and carbon stocks contrasting an open-grown and a shaded coffee plant. *Agroforestry Systems* 72:103-115.
- Frangi J. L., A. E. Lugo. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs* 55:351-369.
- Häger A. 2012. The effects of management and plant diversity on carbon storage in coffee agroforestry systems in Costa Rica. *Agroforestry Systems* 86:159-174.
- Hairiah K., S. M. Sitompul, M. Van Noordwijk, C. Palm. 2001. Methods for sampling carbon stocks above and below ground. International Centre for Research in Agroforestry, Bogor Indonesia. 23 pp.
- Hernández-Martínez G., R. H. Manson, A. Contreras-Hernández. 2009. Quantitative classification of coffee agroecosystem spanning a range of production intensities in Central Veracruz, Mexico. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 134:89-98.
- Hutchinson J. J., C. A. Campbell, R. L. Desjardins. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142:288-302.
- Idol T., J. Haggar, L. Cox. 2011. Ecosystem services from smallholder forestry and agroforestry in the tropics. In: Campbell, B., S. L. Ortiz (eds). *Integrating agriculture, conservation and ecotourism: examples from the field. Issues in Agroecology- Present Status and Future Prospectus 1*. Springer Science and Business Media.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Intergovernmental Panel on Climate Change, Kanagawa, Japan. <http://www.ipcc.ch>
- Macdicken K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development. Forest Carbon Monitoring Program. 87 pp.
- Méndez V. E., C. M. Bacon, M. Olson, K. S. Morris, A. Shattuck. 2010. Agrobiodiversity and shade coffee smallholder livelihoods: a review and synthesis of ten years of research in Central America. *Professional Geographer* 62:357-376.
- Moguel P., V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- Orihuela-Belmonte D. E., B. H. J. de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van Der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto, A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171:72-84.
- Palm C. A. 1995. Contribution of agroforestry trees to nutrient requirements of intercropped plants. *Agroforestry Systems* 30:105-124.
- Penman J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, F. Wagner. 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies. Kanagawa, Japan.
- Sánchez G., E. J. Olguín, G. Mercado. 1999. Accelerated coffee pulp composting. *Biodegradation* 10:35-41.
- SAS. 2008. SAS/STAT User's Guide. Release 9.2 edn. Cary N.C. SAS Institute.

- Schmitt-Harsh M., T. P. Evans, E. Castellanos, J. C. Randolph. 2012. Carbon stocks in coffee agroforest and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. *Agroforestry Systems* 86:141-157.
- Soto-Pinto L., C. M. Aguirre-Davila. 2015. Carbon stocks in organic coffee systems in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science* 7:117-128.
- Soto-Pinto L., C. Armijo-Florentino. 2014. Changes in agroecosystem structure and function along a chronosequence of Taungya system in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Sciences* 6:37-57.
- Soto-Pinto L., M. Anzueto-Martinez, V. J. Mendoza, G. B. Jimenez-Ferrer, B de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 78:39-51.
- Steel R., J. Torrie. 1992. *Bioestadística. Principios y Procedimientos*. Editorial Graf América, México. pp. 622.
- Van Noordwijk M., S. Rahayu, K. Hairiah, Y. C. Wulan, A. Farida, B. Verdist. 2002. Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Sumber-Jaya (Lampug, Indonesia): from allometric equations to land use change analysis. *Science in China Series C-Life Sciences* 45:75-86.
- Van Wagner C. E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14:20-26.
- Walkley A., I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.



## 1.35 Cuantificación del carbono orgánico del suelo en el Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis, en el Sur de Sonora

Nevescanin-Moreno Antonia L. G.<sup>1</sup>; Bórquez Rafael<sup>1</sup>; Yépez Enrico A.<sup>1</sup>; Garatuza-Payan Jaime<sup>1</sup> y Minjares José L.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Campus Centro, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: lucia.nevescanin@gmail.com

<sup>2</sup>Comisión Nacional del Agua, Ciudad Obregón, Sonora.

### Resumen

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69.8% del C orgánico de la biosfera, convirtiendo al suelo en la reserva más grande de C orgánico terrestre. La agricultura ha conducido en muchas ocasiones a la disminución del COS siendo particularmente grave en zonas áridas y semiáridas. El objetivo del presente trabajo es estimar el contenido del C orgánico en suelos de uso agrícola de diversas comunidades yaquis, dentro del Distrito de Riego 018, en el Sur de Sonora. En esta zona se seleccionaron 2279 ha distribuidas en los polígonos Bácum (Bac), Oroz-A1 (OA1), Oroz-A2 (OA2), Oroz-San Isidro (OSI), Oroz-B1 (OB1), Oroz-B2 (OB2) y Oroz-B3 (OB3) donde se colectaron 505 muestras de suelo a una profundidad de 30 cm. Para estimar el COS se empleó el método de Walkley y Black, los resultados de los muestreos fueron geoespacializados en un SIG para evaluar los patrones de variación espacial. El polígono Bac presentó una media de 27.88 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.67, OA1 con 35.99 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.56, OA2 con 50.96 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.95, OSI con 38.87 Mg C ha<sup>-1</sup>±2.06, OB1 con 47.22 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.73, OB2 con 30.48 Mg C ha<sup>-1</sup>±0.90 y OB3 con 53.94 Mg C ha<sup>-1</sup>±3.28 obteniendo un total de 92.86 Gg C±0.83 de COS para la zona de estudio. En general el COS en esta zona puede considerarse bajo.

**Palabras clave:** reserva de carbono, suelo agrícola, SIG.

### Abstract

The soil organic carbon (COS) is an important component of the carbon global cycle, occupying a 69.8% of the organic carbon in the biosphere, that become the soil in the biggest terrestrial organic carbon pool. Agriculture has caused in plenty times the COS reduction being particularly serious in arid and semiarid zones. The aim of this study is estimate the organic carbon content in soil of agricultural use in some yaqui communities within Irrigation District 018 in southern Sonora. In this zones were selected 2279 ha distributed in the polygons Bacum (Bac), Oroz-A1 (OA1), Oroz-A2 (OA2), Oroz-San Isidro (OSI), Oroz-B1 (OB1), Oroz-B2 (OB2) y Oroz-B3 (OB3) where were taken 505 samples in a 30 centimeters depth. To estimate the COS we use the Walkley and Black method. The sampling results were spatialized using a GIS to evaluate spatial variation patterns. The polygon BAC presented an average of 27.88 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.67, OA1 with 35.99 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.56, OA2 with 50.96 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.95, OSI with 38.87 Mg C ha<sup>-1</sup>±2.06, OB1 with 47.22 Mg C ha<sup>-1</sup>±1.73, OB2 with 30.48 Mg C ha<sup>-1</sup>±0.90 and OB3 with 53.94 Mg C ha<sup>-1</sup>±3.28 obtaining a total of 92.86 Gg C±0.83 of COS for the studied zone. Generally COS in this zone can be considered low.

**Key words:** carbon pool, agricultural soil, GIS.

## Introducción

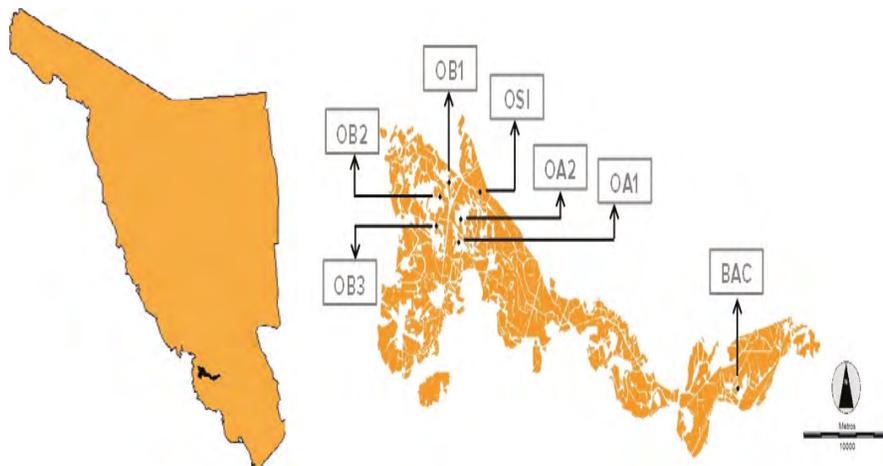
El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del carbono, ocupando un 69.8% del C orgánico de la biosfera (FAO, 2001; Martínez *et al.*, 2008), convirtiendo al suelo en la reserva más grande de carbono orgánico terrestre.

El COS es una de las propiedades del suelo más empleadas como indicador de la calidad del suelo; en los agroecosistemas, la calidad del suelo depende en gran medida de la cantidad, calidad y dinámica de las reservas de COS. Una reducción en el contenido de COS puede acentuar la degradación del suelo por erosión, compactación, pérdida de nutrientes, lavado y acidificación, y en general provocar un decremento en la biodiversidad del suelo (Adeboye *et al.*, 2011; Manna *et al.*, 2003). El mayor contenido de COS se encuentra dentro de las capas más superficiales del suelo, con valores por encima del 60% del total en los primeros 30 cm del perfil. El uso antrópico del suelo es el principal responsable de la reducción de sus reservas orgánicas, en México, los suelos cultivados presentan las menores cantidades de COS siendo de 40.8 Mg ha<sup>-1</sup> (Segura-Castruita *et al.*, 2005); se han estimado pérdidas entre 30 y 50% del COS en la capa arable, después de 20 a 30 años de cultivo (Roscoe y Buurman, 2003) por lo que se puede considerar a la labranza intensiva como la práctica del sistema productivo que más afecta la reducción del COS siendo particularmente grave en zonas áridas y semiáridas, en Sonora el COS promedio se estima para 28.1 Mg ha<sup>-1</sup> (Segura-Castruita *et al.*, 2005). El objetivo de este trabajo es estimar el contenido del COS de uso agrícola de diversas comunidades yaquis, dentro del Distrito de Riego 018, en el Sur de Sonora.

## Materiales y métodos

### Sitio de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en el Distrito de Riego 018 de las colonias Yaquis en el Sur de Sonora, y el estudio abarcó una superficie de 2279 ha, cubriendo parte de los municipios de Guaymas, Bacum y Cajeme. Dicha zona presenta una precipitación que oscila entre los 300 y 450 mm de lluvia al año y una temperatura media anual de 26 °C, los suelos son de tipo aluvial de origen reciente. Dentro del Distrito de Riego se seleccionaron los polígonos Bácum (Bac), Oroz-A1 (OA1), Oroz-A2 (OA2), Oroz-San Isidro (OSI), Oroz-B1 (OB1), Oroz-B2 (OB2) y Oroz-B3 (OB3), la ubicación del sitio y los polígonos de estudio se pueden observar en la Figura 1.



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio: a) distrito de Riego 018, Colonias Yaquis, b) distribución de los polígonos de estudio dentro del Distrito de Riego 018.

Se colectaron 505 muestras de suelo distribuidas en los diferentes polígonos, a una profundidad de 30 cm (Cuadro 1). Para la estimación del COS se empleó el método de Walkley y Black (1934), los resultados fueron geoespacializados con un método de interpolación simple, para dar a conocer los patrones de variación espacial. Además, se estimaron los parámetros fisicoquímicos de pH, conductividad eléctrica y textura como parte de la caracterización.

**Cuadro 1.** Distribución de la superficie y puntos de muestreo en los diferentes polígonos.

Zona	Superficie (ha)	Puntos de muestreo
BAC	283.5	65
OA1	458.64	102
OA2	514.24	114
OSI	46.28	9
OB1	382.55	85
OB2	428.04	92
OB3	165.56	38

## Resultados y discusión

### *Parámetros físico-químicos*

Los siete polígonos de estudio presentaron valores de pH alcalinos, característica recurrente en zonas áridas y semiáridas, la conductividad eléctrica obtenida indica cierto grado de salinidad en todos los polígonos, siendo OA2 y OB1 los que presentaron los valores más altos. Las clases texturales reportadas son las de mayor extensión dentro de cada polígono, donde sobresalen las texturas moderadamente finas a finas. La media de los parámetros fisicoquímicos y las clases texturales se pueden observar en la Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Parámetros fisicoquímicos analizados en el Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis.

Zona	pH	CE (mS/cm)	Textura
BAC	8.9	11.6	Arcillosa
OA1	8.4	13.0	Arcillo Limosa
OA2	8.1	23.9	Arcillo Limosa
OSI	7.8	18.7	Arcillosa
OB1	8.1	25.7	Arcillosa
OB2	8.2	14.7	Arcillosa
OB3	8.0	23.1	Franco Areno Arcillosa

### *Carbono orgánico*

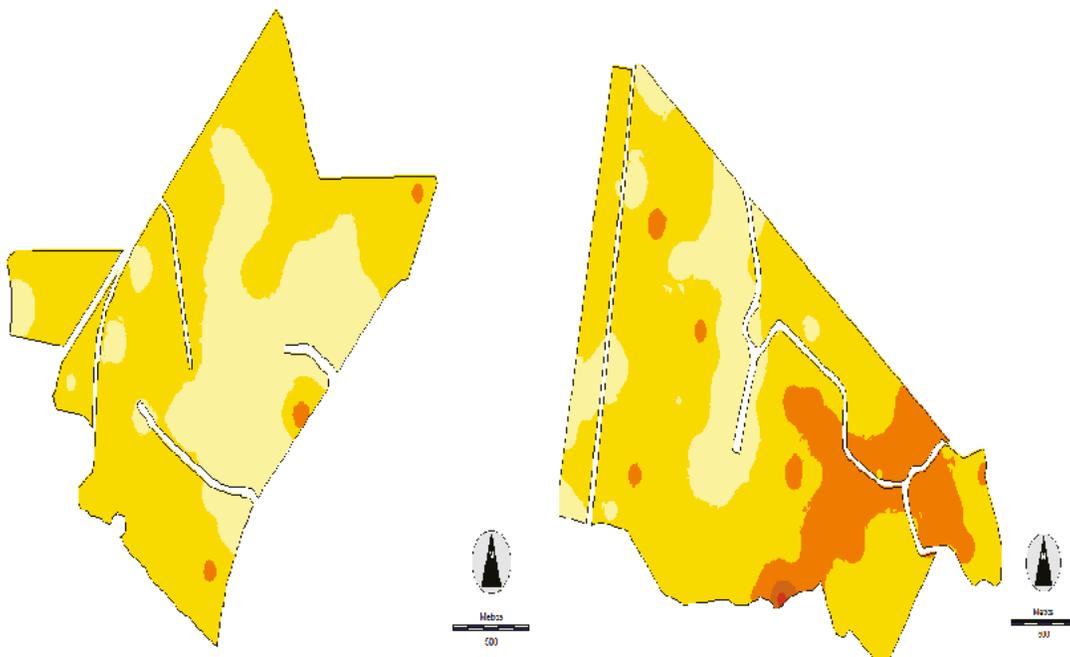
El contenido del COS se puede observar en la Cuadro 3. El polígono Bac presentó el contenido de COS más bajo con una media de  $27.88 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.67$ , para el polígono OA2 se obtuvo una media de  $50.96 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.95$  siendo el contenido de COS más alto en todo el sitio de estudio. Se estimó una media de  $40.8 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 3.8$  de COS para el Distrito de Riego 018, colonias Yaquis, el cual puede

considerarse bajo comparándose con otras regiones y usos de suelo. El contenido total de COS para el área estudiada fue de  $92.86 \text{ Gg C} \pm 0.83$ .

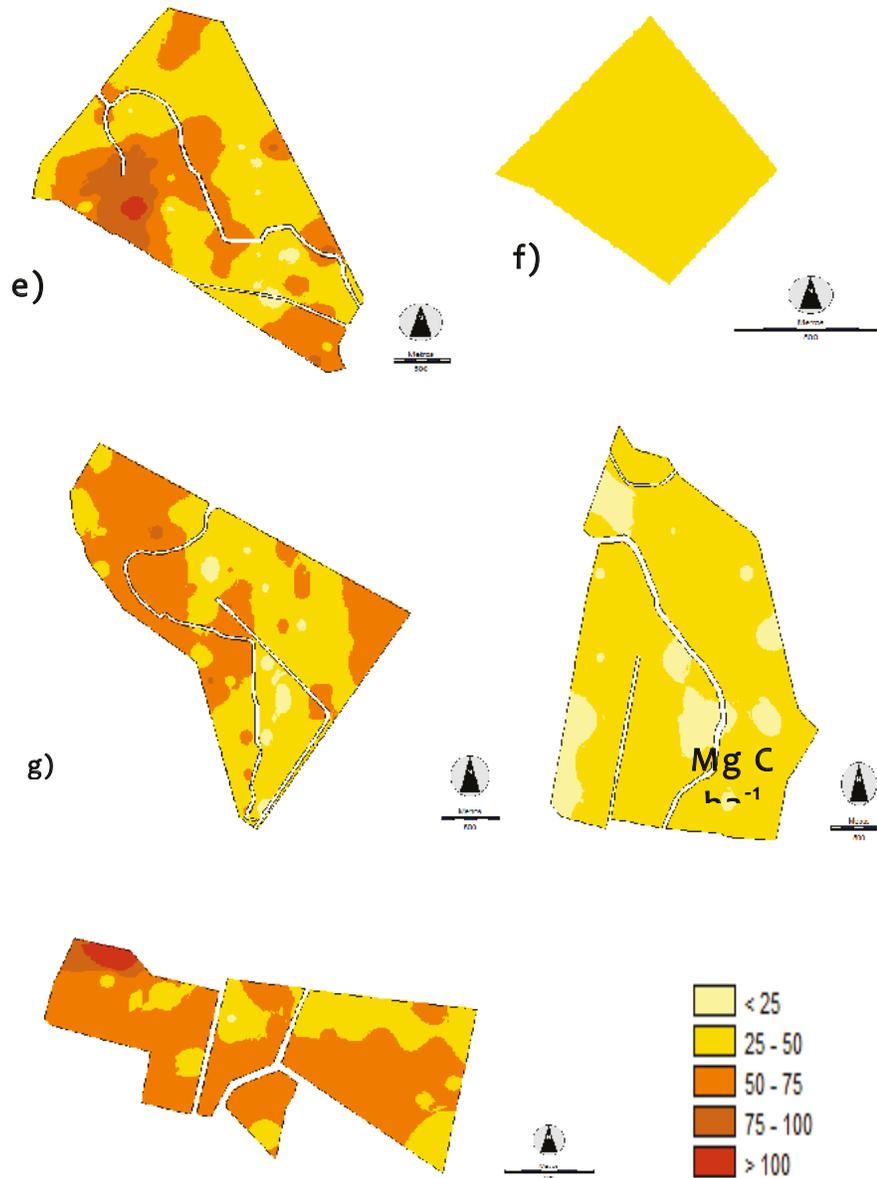
**Cuadro 3.** Contenido de COS para los distintos polígonos dentro del Distrito de Riego 018, colonias Yaquis.

Zona	Mg C ha <sup>-1</sup>	EE
BAC	27.88	1.67
OA1	35.99	1.56
OA2	50.96	1.95
OSI	38.87	2.06
OB1	47.22	1.73
OB2	30.48	0.9
OB3	53.94	3.28

La distribución del contenido de COS se puede observar en la Figura 2a y 2b. Se presentó variabilidad espacial dentro de todos los polígonos exceptuando a OSI, esta variabilidad puede deberse a que los polígonos se subdividen en parcelas con diferentes propietarios y por ende los métodos de agricultura, tipos de cultivo y aprovechamiento general del suelo pueden variar. En todos los polígonos la clase con mayor extensión fue la de  $25\text{-}50 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a excepción del polígono OB3 en el cual la clase predominante fue de  $50\text{-}75 \text{ Mg C ha}^{-1}$ .



**Figura 2a.** Variación espacial del contenido de Carbono orgánico en los diferentes polígonos de estudio dentro del Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis: a) Bacum, b) Oroz-A1.



**Figura 2b.** Variación espacial del contenido de Carbono orgánico en los diferentes polígonos de estudio dentro del Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis: c) Oroz-A2, d) Oroz-San Isidro, e) Oroz-B1, f) Oroz-B2, y g) Oroz-B3.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos para la zona de estudio muestran un contenido promedio de  $40.8 \pm 3.8$  Mg ha<sup>-1</sup> de COS y un total de  $92.86$  Gg C  $\pm 0.8$ ; se presentó variabilidad espacial dentro de los polígonos. El contenido de COS es consistente a la estimación para suelos agrícolas de México, siendo este uso de suelo el que presenta la menor cantidad de COS, por lo que se puede considerar bajo en comparación a otros usos de suelo.

Es recomendable evaluar el tipo de práctica agrícola de cada zona y así realizar las medidas necesarias como la siembra directa u otras prácticas de agricultura de conservación para aumentar el

COS en el Distrito de Riego 018, Colonias Yaquis por lo que el presente trabajo servirá para desarrollar planes de manejo.

## **Bibliografía**

- Adeboye M. K. A., A. Bala, A. O. Osunde, A. O. Uzoma, A. J. Odofin, B. A. Lawal. 2011. Assessment of soil quality using soil organic carbon and total nitrogen and microbial properties in tropical agroecosystems. *Agricultural Sciences* 2:34-40.
- FAO. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. Food and Agriculture Organization of the United Nations World soil reports 96, Rome. 58 pp.
- Manna M. C., P. K. Ghosh, C. L. Acharya. 2003. Sustainable crop production through management of soil organic carbon in semiarid and tropical India. *Journal of Sustainable Agriculture* 21:87-116.
- 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.
- Roscoe R., P. Buurman. 2003. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil and Tillage Research* 70:107-119.
- Segura-Castruita M., P. Sánchez-Guzmán, C. Ortiz-Solorio, M. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- Walkley A., I. A. Black. 1934. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science* 37:29-37.

## 1.36 Estimación de Productividad Primaria Bruta (PPB) en una selva baja caducifolia con modelos de eficiencia de uso de luz

Vega-Puga Masuly<sup>1</sup>; Garatuza-Payan Jaime<sup>1</sup>; Yépez Enrico<sup>1</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup>; Watts Christopher<sup>2</sup> y Rodríguez Julio C.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, 5 de febrero 818 Sur, Col. Centro 85000, Cd. Obregón Sonora, México. Autor para correspondencia: mazuly\_88@hotmail.com

<sup>2</sup>Departamento de Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

<sup>3</sup>Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, España.

### Resumen

La comprensión de la dinámica de PPB que presenta un ecosistema, permite conocer los diversos procesos que controlan el intercambio de gases con la atmósfera (CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O), la eficiencia con la que se almacena el carbono y el ciclado de nutrientes, entre otras funciones importantes de los ecosistemas, por lo cual la estimación de PPB de manera eficiente, no destructiva y a escalas representativas es fundamental para su caracterización y balance. La eficiencia de uso de luz (LUE) de la vegetación, es una variable que explica de manera apropiada los cambios en la PPB, por lo que se ha optado por el desarrollo o calibración de modelos de LUE, involucrando información local y satelital, para posteriormente obtener la PPB. En el caso de este estudio, se trabajó en una selva baja caducifolia en el Estado Sonora, donde se cuenta con un periodo de cuatro años de información meteorológica y de flujo de carbono para el cálculo de LUE local; se desarrolló un modelo empírico por regresión múltiple con variables meteorológicas y fisiológicas, que presentó una R<sup>2</sup> de 0.87 y una R<sup>2</sup> de 0.84 durante la validación en cuanto a la correlación con el LUE local. La comparación entre los modelos muestra que el modelo empírico más sencillo, en cuanto a información, es el más adecuado para estimar de manera eficiente la PPB y extrapolar a una escala más amplia de este ecosistema con menor incertidumbre.

**Palabras claves:** LUE, Productividad Primaria Bruta, Estado de Sonora.

### Abstract

Understanding the dynamics of PPB having an ecosystem, allows to know the various processes that control the exchange of gases with the atmosphere (CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O), the efficiency with which carbon and nutrient cycling is stored, among other functions important ecosystems, thus estimating PPB efficiently, nondestructive and representative scales is essential for characterization and balance. The light use efficiency (LUE) of vegetation is a variable that properly explains changes in PPB, so we have opted for the development or calibration LUE models, involving the local and satellite information to then get the PPB. For this study, we worked in a deciduous forest in Sonora State, where it has a period of four years of meteorological information and flow of carbon to calculate local LUE; an empirical model for multiple regression weather and physiological variables, which provided an R<sup>2</sup> of 0.87 and an R<sup>2</sup> of 0.84 during validation as to the correlation with the local LUE developed. The comparison between the models shows that simpler empirical model, in terms of information, it is best to estimate efficiently the PPB and extrapolated to a larger scale of this ecosystem with less uncertainty.

**Key words:** LUE, Gross Primary Productivity, Sonora.

## Introducción

b)

El aumento de la temperatura en el planeta es evidente, de acuerdo a estudios, se ha incrementado en 0.85 °C aproximadamente entre 1971 y 2010. La atmósfera y el océano se han calentado, los volúmenes de nieve y hielo han disminuido, el nivel del mar se ha elevado (IPCC, 2013). Todo esto derivado del incremento de gases efecto invernadero en la atmósfera, de tal manera que se ha observado que son importantes impulsores de este cambio climático (Denman *et al.*, 2007). La creciente preocupación sobre el cambio climático ha llevado a que la comunidad realice iniciativas para enfrentarlo. Un componente importante para resolver esta problemática, es encontrar mecanismos que ayuden a disminuir la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico y uno de los mecanismos que se tiene para ello, se lleva a cabo de manera natural por el proceso de fotosíntesis. Estudiar el potencial y variabilidad que tienen los diferentes ecosistemas para almacenar carbono, es fundamental, para el desarrollo de estrategias para la disminución y/o estabilización de las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico.

Un factor importante para la comprensión de la captura de CO<sub>2</sub> por parte de la vegetación lo constituye el conocimiento de la eficiencia con la que la vegetación transforma la energía (radiación) en biomasa. Este factor, conocido como LUE, varía en cada especie y ecosistema y es también función de variables ambientales (Goerner *et al.*, 2009).

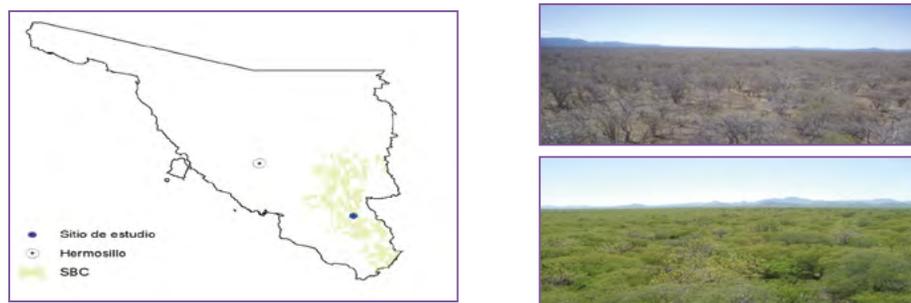
El presente estudio tuvo el objetivo de construir modelos matemáticos de LUE con mediciones de terreno y sensores remotos para la estimación del potencial de captura de CO<sub>2</sub> atmosférico, en un ecosistema representativo del Estado de Sonora.

## Materiales y métodos

### Zona de estudio

El sitio de estudio se encuentra en las coordenadas 27.844 Norte, -109.2977 Oeste (Figura 1) en los límites del Municipio de Tesopaco, Sonora. El ecosistema es una selva baja caducifolia (SBC), de menos de 15 m de altura, con una elevación de 446 m s.n.m. Específicamente en el Sur de Sonora, se presentan especies como torotes (*Bursera spp.*), navio (*Conzattia sericea*), Brasil (*Haematoxylum brasiletto Karst*), palo santo (*Bulnesia Sarmientoi*) y en cuanto a suelos, son del tipo cambisol y litosol.

En el sitio se cuenta con un sistema de correlación de vórtices (EC) para medir flujos de carbono y agua (Aubinet *et al.*, 2000; Baldocchi, 2003) donde, además se miden diferentes variables meteorológicas. La serie de tiempo para este estudio es de cuatro años, de 2005 a 2008, de lo cual se tomaron 2005 y 2006 para el desarrollo del modelo y 2007 y 2008 para su validación.



**Figura 1.** Localización del sitio de estudio dentro del Estado de Sonora, México y una vista del ecosistema en, a) temporada seca y b) temporada húmeda.

### Datos de meteorología

Radiación solar ( $R_s$ ), fue medida con un radiómetro de 4 componentes (CNR1, Kipp y Zonen, Delft, The Netherlands) sujeto a una barra acomodada horizontalmente que sobresale 4 m de la torre.

Temperatura del aire ( $T_a$ ) y humedad relativa (RH), fueron medidos con un sensor HMP45C (Vaisala, Helsinki, Finlandia).

Con las variables anteriores, se calculó el déficit de presión de vapor (VPD).

### Datos de flujos de carbono

Un sistema de correlación de vórtices (EC) compuesto por un anemómetro sónico 3-D (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UTAH, EUA) y un analizador de gases (LI-7500, LI-COR, Lincoln, Nebraska, EUA).

Los datos instantáneos a 10 Hz fueron almacenados en un datalogger CR5000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA), posteriormente promediados en intervalos de 30 min y organizados en una serie de tiempo anual, en la cual se rellenaron los huecos con NaN y finalmente se integran los datos de meteorología en esta serie.

Del sistema de EC se obtiene  $NEE$ , que es procesada y analizada estadísticamente para remover puntos potencialmente extremos y reducir las mediciones de minutos a medias horas con el programa nativo del sistema de EC, Eddy Pro. Por medio de la partición de  $NEE$  (ecuación 1), con la herramienta en línea <http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>, se tiene  $PPB$  y la Respiración del ecosistema ( $R_{eco}$ ).

$$PPB = NEE - Reco \quad (1)$$

Para el desarrollo del modelo de LUE, primero se procedió a estimar el LUE que se tomó como medición de sitio ( $LUE_{EC}$ ), con la ecuación 2.

$$LUE_{EC} = \frac{PPB}{APAR} \quad (2)$$

$APAR$  (ecuación 3) representa la radiación fotosintéticamente activa absorbida y se deriva de la multiplicación de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fPAR). PAR es el 47% de  $R_s$ , medida en el sitio). fPAR es función de la cantidad de vegetación sobre la superficie y se obtuvo a partir de datos de sensores remotos como el producto MOD15A2, cada 8 d, de MODIS/Terra, con una resolución espacial de 1 km.

$$APAR = PAR - fPAR \quad (3)$$

Con la serie de tiempo de flujos y meteorológica conteniendo datos cada media h, se procedió a calcular el día tipo de cada mes, con la finalidad de contar con un día completo representativo de cada mes del año. Para ello se calculó el promedio de cada hora de todos los días del mes correspondiente. Por otra parte también se logró caracterizar el comportamiento que tienen las variables en un día tipo para cada mes.

### Desarrollo del modelo empírico LUE

Para buscar el mejor modelo de LUE, se realizaron regresiones múltiples lineales con diferentes composiciones de variables básicas de meteorología y el Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI). Para ellos se utilizaron los valores promedio de cada mes, de cada una de las variables involucradas. NDVI se obtuvo a partir del producto MOD13Q1 de MODIS/Terra que tiene una resolución temporal de 16 d y una resolución espacial de 250 m. Con estas composiciones (Cuadro 1) se desarrollaron los modelos empíricos para la explicación de LUE\_EC.

**Cuadro 1.** Combinación de variables para modelo empírico.

Variables	
mod_1	NDVI
mod_2	NDVI+VPD
mod_3	NDVI+VPD+NDVI*VPD
mod_4	NDVI+Ta
mod_5	NDVI+Ta+NDVI*TA.
mod_6	NDVI+VPD+Ta
mod_7	NDVI+VPD+TA+NDVI*VPD*TA.

### Estimación de PPB

Analizando los modelos, se consideró principalmente la disponibilidad de información a una escala más representativa (cobertura de SBC en el Estado de Sonora) y su coeficiente de correlación, a partir de ello se seleccionó el más apto para el sitio y se procedió a generar un mapa de LUE para toda la extensión de la SBC en el Estado de Sonora. PPB a escala ecosistémica se obtuvo de la multiplicación de los mapas de LUE y APAR. En el caso del mapa de APAR se utilizó la radiación del producto de North America Land Data Assimilation System (NLDAS), con una resolución espacial de 12 km, y el mapa de fPAR se descargó del portal de MODIS.

### Resultados y discusión

En la Figura 2 se presentan los resultados de las mediciones de las variables ambientales durante los cuatro años, en la cual se muestra un patrón similar para en cada una de las variables a excepción del año 2005, donde se pueden notar ciertos periodos en los que pierde el patrón, decremento o incrementa, esto es más notorio en NDVI y VPD, por otra parte este año, presenta los valores más bajos en NDVI, a su vez también presenta un comportamiento diferente en NEE, el día tipo (Figura 3) permite observar el comportamiento que discrepa entre el mes de mayo (temporada seca) de 2005 y 2006 lo cual indica que 2005 es un año seco y 2006 un año húmedo (Méndez- Barroso *et al.*, 2014).

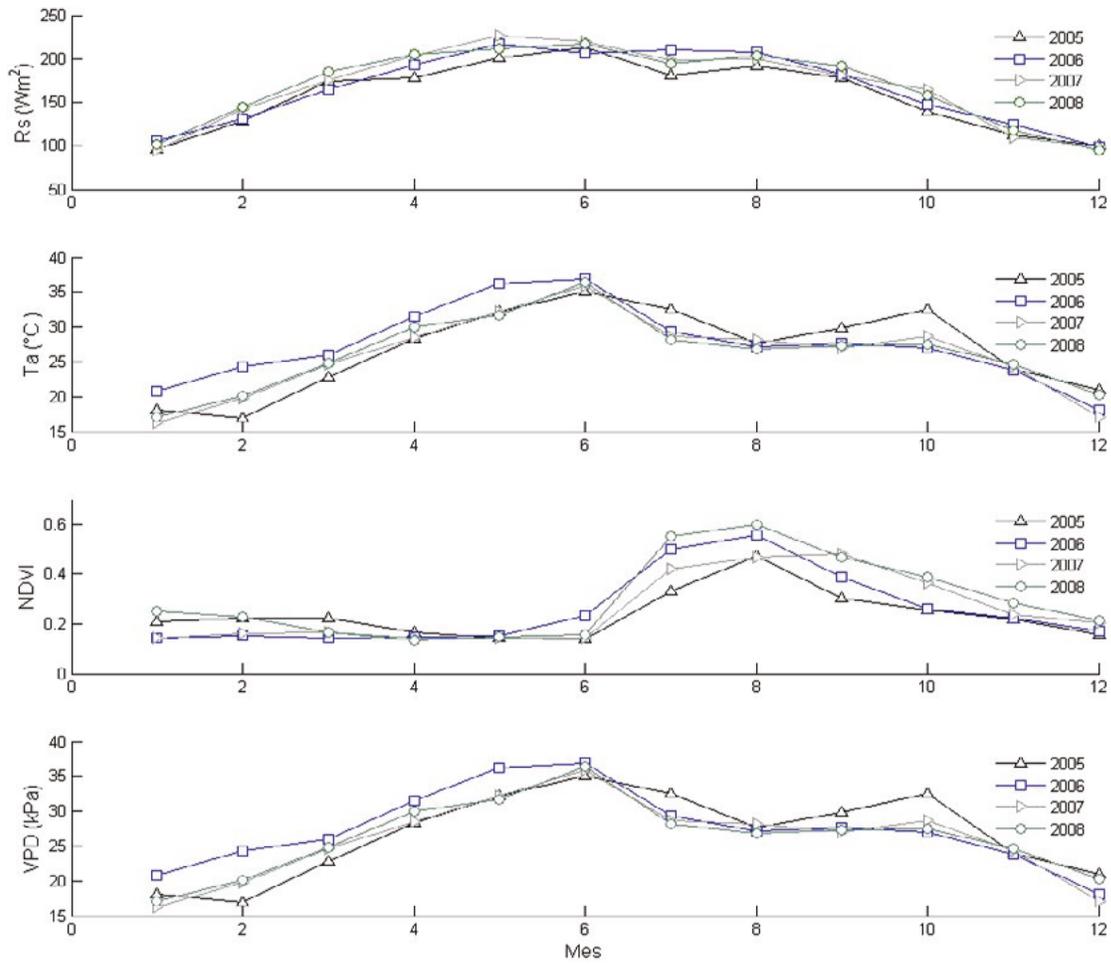


Figura 2. Mediciones de variables ambientales (Rs, Temperatura, NDVI y VPD), durante las serie de tiempo.

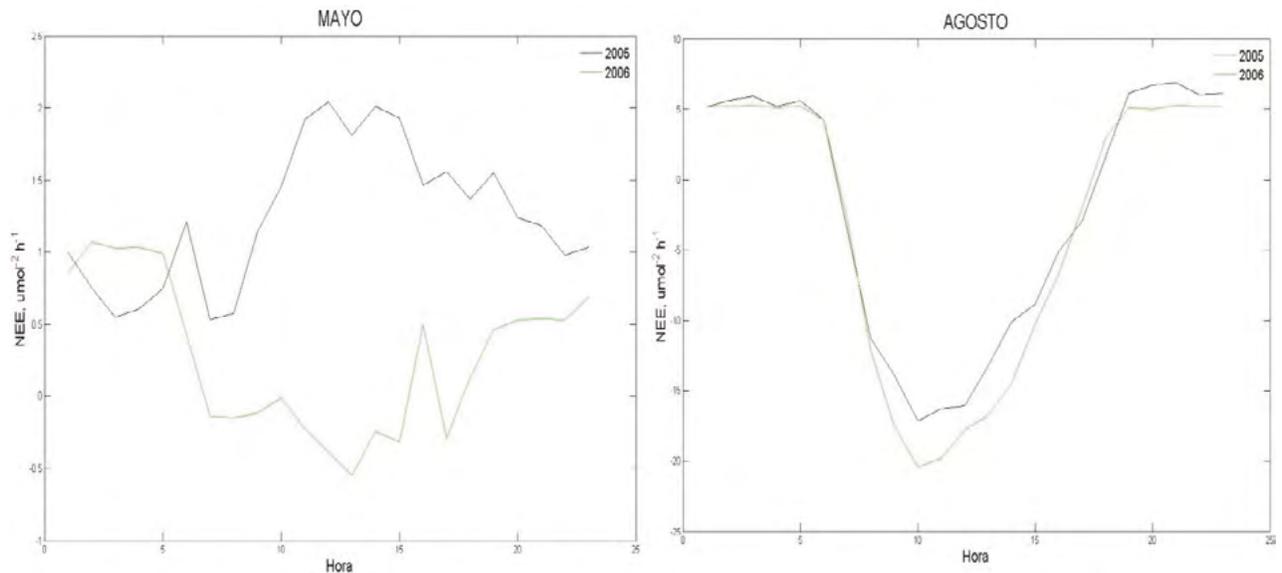


Figura 3. Día tipo, temporada seca (mayo) y húmeda (agosto).

Por lo que respecta a los modelos empíricos, en el Cuadro 2 se muestran junto con su correspondiente coeficiente de determinación ( $R^2$ ), las ecuaciones correspondientes.

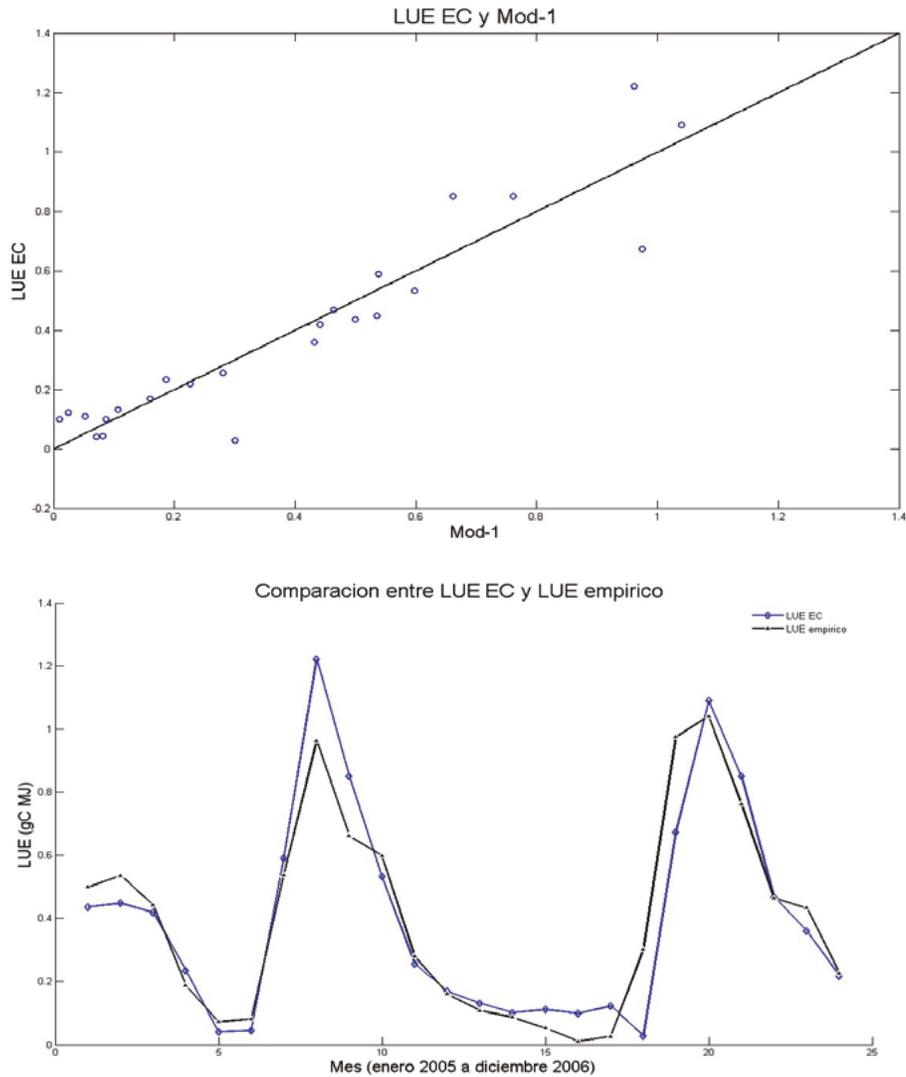
**Cuadro 2.** Coeficientes de los diferentes modelos analizados. Se presenta también el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) en cada caso.

	Modelos	$R^2$
mod_1	$-0.5201+1.8493*(NDVI)$	0.8749
mod_2	$-0.4353+1.7821(NDVI)-0.0258(VPD)$	0.8761
<b>mod_3</b>	<b><math>-0.8398+2.6995(NDVI)+0.2037(VPD)-0.5548(NDVI*VPD)</math></b>	<b>0.893</b>
mod_4	$-0.5476+1.843(NDVI)+0.0013(Ta)$	0.8751
<b>mod_5</b>	<b><math>0.0423+0.5918(NDVI)-0.0215(Ta)+0.0478(NDVI*Ta)</math></b>	<b>0.8791</b>
mod_6	$-0.3743+1.2658(NDVI)-0.1841(VPD)+0.0209(Ta)$	0.8875
<b>mod_7</b>	<b><math>-1.3275+2.3554(NDVI)+0.0835(VPD)+0.0397(Ta)-0.0251(NDVI*VPD*Ta)</math></b>	<b>0.9153</b>

El modelo empírico que explicó de manera más adecuada el comportamiento de LUE<sub>EC</sub> incluye NDVI, VPD, Ta, y la interacción de las mismas variables, con una  $R^2$  de 0.9153. Sin embargo, analizando la variación que se presenta en los valores de  $R^2$  en los diferentes modelos, se observa que la diferencia, con respecto a un modelo más simple (en función solo de NDVI, por ejemplo,  $R^2=0.8749$ ) es marginal. Por ello, se considera que el modelo más conveniente, por la facilidad de obtener la información, sería el Mod\_1 ( $-0.5201+1.8493*(NDVI)$ ), que solo requiere NDVI.

En la Figura 4, se muestra un diagrama de dispersión entre LUE<sub>EC</sub> y LUE empírico con el Mod\_1 así como la serie de tiempo, en la cual se puede observar que el comportamiento de LUE estimado es muy aproximado al de sitio, sin embargo se puede observar una discrepancia cuando llega el periodo más productivo, presentando una sobre estimación el modelo, esto puede implicar la necesidad de incorporar otra variable que esté presente durante este periodo.

Por otra parte, existen múltiples estudios con modelos teóricos de LUE para la estimación de la PPB (Gower *et al.*, 1999), en los cuales se han desarrollado diversas metodologías, que han dado resultados satisfactorios. Se reprodujeron los trabajos de He *et al.*, (2013), Yebra *et al.*, (2014) y Yuan *et al.*, (2007), para el sitio de estudio, presentando coeficiente de correlación muy diferentes entre sí (Cuadro 3). En el caso de Yuan *et al.*, (2007) y He *et al.*, (2013), presentaron valores muy bajos en comparación con los modelos empíricos, sin embargo el modelo que sugieren Yebra *et al.*, (2014), presenta valores muy similares, precisamente la única variable utilizada en el modelo es un índice de reverdecimiento, lo cual indica que ya sea un modelo teórico o empírico, este tipo de variables explica de manera adecuada LUE para la estimación de PPB.

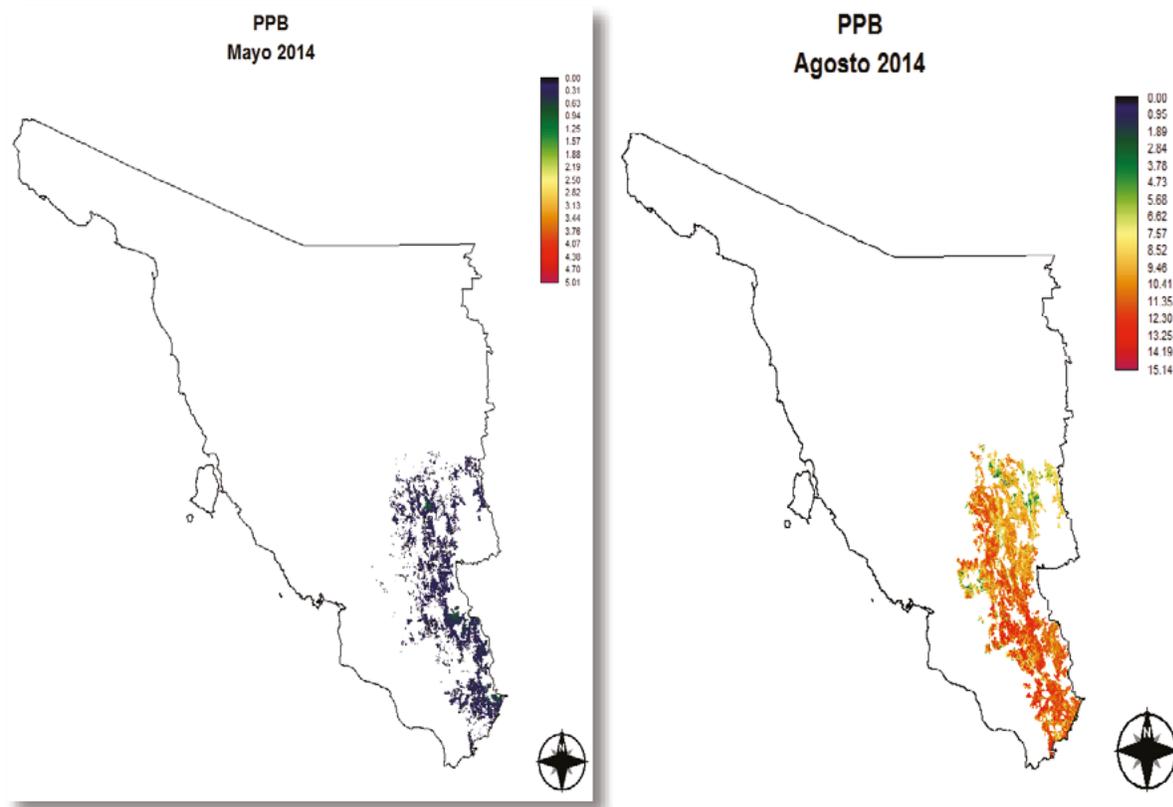


**Figura 4.** Diagrama de dispersión de LUE\_C y Mod\_1 y serie de tiempo en dos años (2005, 2006).

**Cuadro 3.** Coeficientes de correlación de modelos teóricos y modelo empírico.

	Modelo R <sup>2</sup>	Validación R <sup>2</sup>
Empírico	0.87	0.84
Yuan <i>et al.</i> , 2007	0.66	0.74
He <i>et al.</i> , 2013	0.25	0.4
Yebra <i>et al.</i> , 2014	0.81	0.82

De acuerdo al Mod\_1, se generaron los mapas de PPB para la extensión de SBC en el Estado de Sonora (Figura 5). Se puede observar que el modelo es sensible a los cambios de un mes seco como mayo donde se presentan valores menores a 1 g C m<sup>2</sup> y un mes húmedo como agosto, donde la productividad es intensa, con valores de hasta 15.14 g C m<sup>2</sup>.



**Figura 5.** Mapa de PPB para un mes seco (mayo) y un mes húmedo (agosto) en SBC del Estado de Sonora.

## Conclusiones

El modelo que incluye NDVI, VPD,  $T_a$  e IT (Mod\_7), presenta la correlación más alta con LUE EC, con algunas variaciones entre sitios en cuanto al coeficiente de determinación de 0.91.

Considerando la disponibilidad, escala temporal y espacial de cada una de las variables para los modelos, el Mod\_1, representa la opción más viable.

Con los modelos que se obtuvieron se puede proceder a estimar la productividad primaria bruta para la selva baja caducifolia en Sonora.

La metodología podría ser validada y utilizada para la estimación de PPB en SBC en otros Estados del país.

## Bibliografía

- Aubinet M., A. Grelle, A. Ibrom, Ü. Rannik, J. Moncrieff, T. Foken, A. S. Kowalski, P. H. Martin, P. Berbigier, Ch. Bernhofer, R. Clement, J. Elbers, A. Granier, T. Grünwald, K. Morgenstern, K. Pilegaard, C. Rebmann, W. Snijders, R. Valentini, T. Vesala. 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30:113-175.
- Baldocchi D. D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9:479-492.
- Denman S. E., N. W. Tomkins, C. S. McSweeney. 2007. Quantitation and diversity analysis of ruminal methanogenic populations in response to the antimethanogenic compound bromochloromethane. *FEMS Microbiology Ecology* 62:313-322.
- Goerner A., M. Reichstein, S. Rambal. 2009. Tracking seasonal drought effects on ecosystem light use efficiency with satellite-based PRI in a Mediterranean forest. *Remote Sensing of Environment* 113:1101-1111.



- Gower S. T., C. J. Kucharik, J. M. Norman. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f APAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote sensing of environment* 70:29-51.
- He M., W. Ju, Y. Zhou, J. Chen, H. He, S. Wang, F. Zhao. 2013. Development of a two-leaf light use efficiency model for improving the calculation of terrestrial gross primary productivity. *Agricultural and Forest Meteorology* 173:28-39.
- IPCC. 2013. *Climate change 2013: the physical science basis*. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Méndez-Barroso L. A., E. R. Vivoni, A. Robles-Morua, G. Mascaro, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, J. A. Saíz-Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:3229-3252.
- Yebra M., A. I. Van Dijk, R. Leuning, J. P. Guerschman. 2015. Global vegetation gross primary production estimation using satellite-derived light-use efficiency and canopy conductance. *Remote Sensing of Environment* 163:206-216.
- Yuan W., S. Liu, G. Zhou, L. L. Tieszen, D. Baldocchi, S. C. Wofsy. 2007. Deriving a light use efficiency model from eddy covariance flux data for predicting daily gross primary production across biomes. *Agricultural and Forest Meteorology* 143:189-207.

### 1.37 Estudio preliminar de la fijación de carbono en la asociación *Leucaena leucocephala* + *Cynodon nlemfuensis* pastoreado con ovinos

Escobedo-Mex José G.<sup>1</sup>; Chan-Poot Víctor R.<sup>1</sup>; Lara-Lara Pedro E.<sup>1</sup> y Sanginés-García José R.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Conkal, Yucatán. Autor para correspondencia: agroforestry.itc@gmail.com

#### Resumen

El objetivo del presente trabajo fue determinar la fijación de carbono de la asociación *Leucaena leucocephala* + *Cynodon nlemfuensis* vs el monocultivo de *Cynodon nlemfuensis* en tres épocas del año (lluvias, nortes y seca); para estimar el carbono orgánico de la biomasa forrajera se utilizó el método de oxidación de dicromato de potasio. Se empleó el diseño experimental completamente al azar con cuatro repeticiones; los tratamientos fueron: 1) monocultivo de pasto estrella (MCn), 2) asociación sometido a poda (SPcP), y 3) asociación sin poda (SPsP); así mismo para comparar el carbono fijado en el suelo por los tres tratamientos anteriores, se recolectaron muestras de suelo de un área aledaña (vegetación secundaria) y otra en cultivo (milpa), a dos profundidades (5 y 15 cm). El área experimental fue pastoreada por ovinos hembras primales de razas comerciales con un peso promedio de 34.5±6.97 kg. La información generada fue sometida al análisis de varianza correspondiente y las medias se compararon mediante Duncan. En la época lluviosa se encontró la mayor ( $P < 0.05$ ) fijación de carbono en la asociación sin poda, con 1.64 t C ha<sup>-1</sup>. En general se encontró mayor carbono fijado en el suelo a 15 cm de profundidad.

**Palabras clave:** fijación de carbono, ovinos, sistemas silvopastoriles, *Leucaena leucocephala*, *Cynodon nlemfuensis*.

#### Abstract

The objective of this work was to determine the carbon fixation of *Leucaena leucocephala* + *Cynodon nlemfuensis* association and monocrop *Cynodon nlemfuensis* in different seasons of the year (rainy season, north wind season and dry season); the carbon in the species was determined by means of the Dichromate oxidation method. The experimental design used was completely randomized with four repetitions and the treatments consisted in: 1) *C. nlemfuensis* as monocrop (MCn), 2) association with pruning after grazing (SPcP), 3) association without pruning (SPsP); and to compared the carbon fixation on the soil for treatments were collected soil samples in secondary vegetation near the experimental site and the crop (milpa), with two depths (5 and 15 cm). The experimental site was grazed by shearling ewes of different breeds, with average weight of 34.5±6.97 kg. The date were subject to a variance analysis and the means were compared according to Duncan. With regards to the carbon fixed by *C. nlemfuensis*, higher fixation was found in the rainy season ( $P < 0.05$ ) in association without pruning, with and average of 1.64 t C<sup>-1</sup>. The highest fixation was found in the soil at 15 cm depth.

**Key words:** carbon fixation, silvopastoral systems, sheep, *Leucaena leucocephala*, *Cynodon nlemfuensis*.



## Introducción

Actualmente la investigación agrícola se ha enfocado al estudio del CO<sub>2</sub>, uno de los principales gases causantes del calentamiento de la tierra (efecto invernadero), el cual es producido por la quema de los bosques, actividades agrícolas y ganaderas y la quema de combustibles fósiles. Una de las alternativas para contribuir a la solución de esta problemática es la reconversión del monocultivo de gramíneas a sistemas silvopastoriles (SP), los cuales son actividades agropecuarias donde participan arbustos, árboles y gramíneas interactuando con animales en pastoreo (Pezo e Ibrahim, 1999).

Los árboles forrajeros pueden brindar beneficios importantes a los sistemas de producción: aportan mayor producción de biomasa por unidad de superficie, mejoran la calidad de la dieta del rumiante, proveen sombra para el ganado, producen madera, forraje y frutos, producen oxígeno, promueven la conservación del suelo y el reciclaje de nutrientes en el suelo, contribuyen a la biodiversidad, participan en la captura de carbono (por medio de la fotosíntesis) y lo fijan en hojas, tallos, raíces, frutos y en el fuste maderable, así como también en el suelo por medio de la descomposición del material senescente de los árboles y de las raíces finas. Por otro lado los SP tienen mayor capacidad de fijación de carbono en el suelo que en el monocultivo de gramíneas forrajeras o árboles forrajeros, y la deforestación es uno de las principales causas de pérdida de carbono en el suelo, por lo que el tipo de suelo tiene implicaciones directas sobre la capacidad de retener carbono, y el uso determina en gran parte la descomposición de la materia orgánica (Botero, 2001). Con base a lo anterior el presente estudio tuvo como objetivo generar información sobre la fijación de carbono de *L. leucocephala* sólo y asociado a *C. nlemfuensis* con diferente manejo a través del año, en la región Centro-Norte de Yucatán, México.

## Materiales y métodos

### *Caracterización del sitio de estudio*

El presente estudio se realizó en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Conkal, ubicado en Yucatán, México; localizado a 20°59' latitud Norte y 89°39' longitud Oeste. Predomina en la región el clima cálido subhúmedo con lluvias en verano Aw<sub>0</sub>, temperatura media anual de 26.5 °C y precipitación total anual de 900 mm, con 9 m s.n.m. (García, 1981); los suelos de esta zona son calcáreos, poco profundos y con altos porcentajes de rocosidad y pedregosidad (denominados Litosoles por la FAO) (Duch, 1988).

### *Diseño experimental y tratamientos*

Se empleó una pradera de pasto estrella (*C. nlemfuensis* Vanderyst) con aproximadamente 20 años de establecida, donde se intercaló la leguminosa arbórea *L. leucocephala* (Lam. de Wit), con una densidad de 6666 plantas ha<sup>-1</sup> con distancias de 0.5 m entre plantas y 3 m entre surcos. Se utilizó un diseño completamente al azar con cuatro repeticiones, los tratamientos fueron: 1) monocultivo de *C. nlemfuensis* (MCn), 2) sistema silvopastoril con poda después del pastoreo (SPcP) y 3) SP sin poda (SPsP), las praderas experimentales fueron pastoreadas por ovinos hembras primales de diferentes razas, con un peso promedio de 34.5±6.97. El ensayo correspondió a tres épocas del año: lluvias, nortes y seca; en cada época se realizaron tres mediciones, tanto de la leguminosa (*L. leucocephala*) como de la gramínea (pasto estrella).

### *Recolección de la biomasa forrajera*

Para la colecta de biomasa de pasto estrella en las praderas experimentales se procedió de la siguiente manera: cada potrero se dividió en 1050 cuadrantes de 50 x 50 cm, a cada uno se le asignó un número, de Este a Oeste; para seleccionar el cuadrante a muestrear se utilizó la función aleatorio entre del programa Excel, también a *L. leucocephala* se le asignó un número en cada planta y se empleó el mismo procedimiento. Se recolectaron diez muestras de forrajes para cada tratamiento, del cual se obtuvo una submuestra de 400 a 500 g para determinar el porcentaje de materia seca, y posteriormente estimar el carbono ( $\text{kg C ha}^{-1}$ ); para *L. leucocephala* se muestrearon cinco plantas, a una altura de 75 cm simulando lo que potencialmente el animal puede consumir en pastoreo. Se defolió el pasto en forma manual a 5-10 cm del suelo con una tijera de podar. Para determinar el porcentaje de carbono de las especies estudiadas se empleó el método de oxidación de dicromato (Kaur *et al.*, 2002). La variable fue la cantidad de carbono ( $\text{t C ha}^{-1}$ ) almacenado en la biomasa aérea de las especies en estudio.

### *Recolección de muestras de suelo*

Para estimar el contenido de carbono en el suelo se recolectaron las muestras al final del periodo experimental, para cada una de las repeticiones y tratamientos; el procedimiento fue el siguiente; se colectaron diez muestras a una distancia de 50 cm de la planta y otra en el centro de la parcela (150 cm) a diferentes profundidades (0 a 5 y de 5 a 15 cm), para dos tipos de suelo: suelo negro y pedregoso, se empleó un cilindro de 20 cm de longitud y un diámetro de 8 cm; las muestras obtenidas fueron mezcladas por tratamiento, profundidad distancia y por el tipo de suelo, que fueron pasados a través de un tamiz de 0.417 mm de diámetro, una vez realizado lo anterior se obtuvo una muestra de 20 g para determinar el carbono orgánico por el método de oxidación de dicromato de Potasio. Para comparar la cantidad de carbono almacenado por los sistemas silvopastoriles y el monocultivo, se recolectaron muestras de suelo en un área aledaña al sitio experimental con vegetación secundaria y en un policultivo (milpa), las muestras de suelo fueron sometidas al método mencionado anteriormente. A la información generada se le aplicó el análisis de varianza correspondiente y se compararon las medias por Duncan.

## **Resultados y discusión**

### *Estimación del carbono fijado con diferente manejo*

Con base a los promedios obtenidos en las diferentes épocas evaluadas el SPcP y SPsP almacenaron mayor carbono que el MCn (Cuadro 1), pero el SPsP recuperó la mayor cantidad de carbono comparado con SPcP. En la época lluviosa se encontraron diferencias estadísticas ( $P < 0.05$ ) entre MCn y el SPcP, contra el SPsP; no se encontraron diferencias estadísticas ( $P > 0.05$ ) entre los SP para la época de nortes, pero si con el MCn, en la época seca fue diferente ( $P > 0.05$ ) entre el SPcP y SPsP comparado con el MCn.

**Cuadro 1.** Carbono fijado ( $t\ C\ ha^{-1}$ ) por *C. nlemfuensis* y el SP *L. leucocephala* + *C. nlemfuensis* pastoreado por ovinos en diferentes épocas del año.

Tratamiento	carbono fijado ( $t\ C\ ha^{-1}$ )		
	Lluvias	Nortes	Seca
MCn	1.2148 <sup>b</sup>	1.2103 <sup>b</sup>	1.1661 <sup>b</sup>
SPcP	1.3889 <sup>b</sup>	1.5209 <sup>a</sup>	1.7041 <sup>a</sup>
SPsP	1.6452 <sup>a</sup>	1.6103 <sup>a</sup>	1.7410 <sup>a</sup>
EE	0.0653	0.0676	0.1038

<sup>a,b</sup> Medias en la misma columna con diferentes literales son estadísticamente diferentes ( $P < 0.05$ , Duncan).

EE: error estándar.

Alegre y Arévalo (2001) evaluaron las reservas de carbono con diferentes usos de la tierra en Yurimaguas y en Ucayali Pucallpa en Perú, en el primer caso los sistemas estudiados fueron bosques de 40 años, bosques secundarios de diferentes edades, cultivos anuales, pasturas degradadas de 30 años y pastura mejorada de *Brachiaria decumbens* de 15 años. Para el segundo caso se estudiaron: bosques primarios, barbechos secundarios de 15 y 3 años, cultivos anuales y pasturas degradadas, encontró que la fijación de C en la gramínea fue de  $4.83\ t\ C\ ha^{-1}$ ,  $1.76\ t\ C\ ha^{-1}$  para pastos degradados de 30 años y pasturas mejoradas de *B. decumbens* respectivamente, estos valores superan la cantidad de C fijada obtenida en el presente trabajo. Para la región Pucallpa en pastos degradados se encontraron valores de  $2.42\ t\ C\ ha^{-1}$ , esta superioridad quizás se deben en gran medida a las diferencias en cuanto al uso y manejo, así mismo por la especie diferente de la gramínea empleada y a la edad de éstas, lo que coincide con Kanninen (2001), que menciona que las especies mejoradas tienen mayor capacidad de fijación, y depende de la edad de la gramínea. Por otra parte Ávila *et al.*, (2001) evaluaron diferentes SP y gramíneas forrajeras las cuales fueron: 1) *B. brizantha* asociada a *Acacia mangium* de tres años, 2) *B. brizantha* asociada a *E. deglupta* de tres años, 3) pastura ratana (*Ischaemum indicum*) y 4) *B. brizantha* a pleno sol, estos autores encontraron valores de C fijado de  $8.9\ t\ C\ ha^{-1}$ ,  $7.5\ t\ C\ ha^{-1}$ ,  $0.12\ t\ C\ ha^{-1}$ , y  $2.0\ t\ C\ ha^{-1}$  para cada uno de los sistemas estudiados respectivamente; estos valores son superiores a los obtenidos para el presente trabajo a excepción del pasto ratana. Los altos valores fijados podrían ser en gran parte a las diferencias climáticas en las que se realizó el estudio, así como al tipo de suelo y de manejo. El régimen de precipitación en el que se realizó el estudio fue inferior a la del trabajo al que se hace referencia; de igual manera los suelos son pocos profundos comparados con las del autor citado; sin embargo, para el caso del monocultivo de *B. brizantha* estudiado por estos autores, sus valores son casi similares a los encontrados en el presente trabajo. No obstante, en lo que respecta al pasto nativo ratana (*I. indicum*) fue inferior a los hallados en el monocultivo en las diferentes épocas del año; lo que coincide con Kanninen (2001) al señalar que los pastos nativos tienen menor capacidad de fijación de carbono que las especies mejoradas. Por su parte Kaur *et al.*, (2002) evaluaron la cantidad de carbono almacenado en SP integrados por las gramíneas *Desmostachya bipinnata* y *Sporobolus marginatus* y las arbóreas *Acacia nilótica*, *Dalbergia sissoo* y *Prosopis juliflora* en el noreste de India donde los suelos son salinos con pH entre 8.6 a 9.8 y 9.6 a 10.2, encontraron que la gramínea fijó  $2.23\ t\ C\ ha^{-1}$  y  $1.13\ t\ C\ ha^{-1}$  para cada una de las especies respectivamente; esto solo para la biomasa sin considerar raíces; siendo estos valores similares a los encontrados en el presente trabajo.

Arias *et al.*, (2001) evaluaron un SP de *G. sepium* + *C. nlemfuensis* pastoreada por bovinos durante dos días y un SAF integrado por *M. esculenta* + *G. sepium*, encontraron valores inferiores a los hallados en el presente trabajo; estos aunque existían diferencias en cuanto a suelo y precipitación. Ávila *et al.*, (2001) evaluaron los sistemas agroforestales *Brachiaria* + *Acacia mangium* y *Brachiaria*

+ *Eucalipto* ambos de tres años y encontraron 8.9 y 7.5 t C ha<sup>-1</sup> respectivamente, estos valores superan a los obtenidos en el presente estudio quizás por las condiciones más favorables en la que se desarrolló el trabajo, la especie arbórea y la gramínea tuvieron mayor capacidad de fijación. Otro de los principales factores que contribuyeron a esta diferencia en cuanto al carbono recuperado se debe a que la especie arbórea empleada en ambos sistemas era maderable. Kaur *et al.*, (2002) encontraron 6.8 a 18.55 t C ha<sup>-1</sup> para los SP integrados por las gramíneas *D. bipinnata* y *S. marginatus* y las arbóreas *A. nilótico*, *D. sissoo* y *P. juliflora* las diferencias podrían deberse a condiciones del suelo, a la posición geográfica y a la dominancia de la especie empleada; así mismo señalan que los retoños de las herbáceas tienen mayor cantidad de carbono que las raíces durante la época de lluvias y que estas declinan considerablemente durante la época seca, lo que explica la cantidad recuperada.

### Estimación del carbono fijado en el suelo a diferente profundidad

En el Cuadro 2 se presenta la información obtenida para el carbono fijado en el suelo en los tratamientos evaluados, se incluye muestreo en un policultivo milpa ("milpa") y en la vegetación secundaria aledaña al área experimental ("monte"). Para el suelo oscuro muestreado a 5 cm con 50 cm de distancia el valor más alto obtenido corresponde a la vegetación secundaria con 42.9 t C ha<sup>-1</sup>, y a mayor profundidad resultó el mayor con 107.5 t C ha<sup>-1</sup>. Para el suelo pedregoso muestreado a 15 cm se encontró el mayor valor para la vegetación secundaria con 93.9 t C ha<sup>-1</sup>, y el menor valor correspondió al monocultivo de pasto estrella con 29.2 t C ha<sup>-1</sup>.

**Cuadro 2.** Carbono fijado (t C ha<sup>-1</sup>) en suelo colectado a dos profundidades (5 y 15 cm) y dos distancias entre plantas\* de *Leucaena leucocephala* (0.5 y 1.5 m).

Tratamientos	Tipo de suelo			
	Oscuro		Pedregoso	
	Profundidad (cm)		Profundidad (cm)	
	5	15	5	15
<b>Distancia (0.5 m)</b>				
MCn	30.7	73.6	29.2	73.2
SPcP*	27.5	77.2	30.7	91.7
SPsP*	28.6	87.4	35.9	87.6
<b>Distancia (1.5 m)</b>				
MCn	30.7	73.6	29.2	73.2
SPcP*	34.0	78.1	30.4	82.3
SPsP*	32.7	90.5	36.2	32.5
Milpa	24.8	80.4	34.4	84.7
Vegetación secundaria	42.9	107.5	32.5	93.9

Ávila *et al.*, (2001) obtienen para Costa Rica en sistemas de producción semejantes al presente estudio, con *Brachiaria brizantha* + *Acacia mangium*, *B. brizantha* + *Eucalyptus deglupta*, reportan valores de fijación de carbono en suelo de 86.6 t C ha<sup>-1</sup> y 87.3 t C ha<sup>-1</sup>, respectivamente; estos valores son similares a los encontrados en el presente estudio en el SP con diferente manejo muestreado a 15 cm en ambos tipos de suelo (Cuadro 2), a pesar de que la profundidad evaluada por los autores mencionados fue de 0 a 25 cm. Para el caso del monocultivo de *B. brizantha* y el pasto ratana (*I. indicum*) encontraron valores de 66.2 y 84.2 t C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Los valores que reportan estos



autores son superiores al presente estudio en el monocultivo de pasto estrella muestreado a 5 cm, estas diferencias se puede atribuir a la diferente profundidad y a la especie estudiada, sin embargo, los valores para *B. brizantha* resultaron inferiores para el muestreo a 15 cm en ambos tipos de suelo.

Por otro lado, Alegre y Arévalo (2001) reportan que en praderas degradadas con 30 años de explotación y con *Brachiaria decumbens* de 15 años de establecida valores de 54.5 y 72.6 t C ha<sup>-1</sup> respectivamente. Valores que son superiores a los encontrados en el presente estudio para el monocultivo de pasto estrella a 5 cm del muestreo, pero inferiores con el muestreo a 15 cm para las praderas degradadas y similares para *B. decumbens*; los autores mencionan para otra región con bosque secundario de 15 años y con cultivo de maíz valores de fijación de 68.3 y 22.4 t C ha<sup>-1</sup> para cada sistema respectivamente. El valor reportado para el bosque secundario es inferior al del presente trabajo (vegetación secundaria) que están en un proceso de regeneración cuando fue muestreado a 15 cm; de igual manera la cantidad encontrada para el maíz es inferior al del cultivo de maíz (milpa) en el presente ensayo.

## Conclusiones

La mayor fijación de carbono (1.74 t C ha<sup>-1</sup>) se encontró en el sistema silvopastoril con respecto al monocultivo de pasto estrella (MCn) en las tres épocas de estudio, sin embargo, el que fijó mayor cantidad de carbono fue el SPsP, el carbono fijado por *L. leucocephala* fue mayor en el SPsP.

Se encontró mayor fijación de carbono en el suelo a una profundidad de 15 cm tanto para el suelo oscuro y pedregoso, se encontró la mayor fijación de carbono (107.5 t C ha<sup>-1</sup>) en el suelo con la vegetación secundaria cuando se muestreo a 15 cm.

## Agradecimientos

Se agradece al CONACyT (México) la beca No. 166852 otorgada al segundo autor para cursar estudios de Maestría en Ciencias en Ciencia Animal Tropical en el Instituto Tecnológico de Conkal, Yucatán, así como al CoSNET clave: 744.02 por financiar parcialmente el presente estudio.

## Bibliografía

- Alegre J., L. Arévalo. 2001. Reservas de carbono con diferentes sistemas de uso de la tierra en dos sitios de la amazonia peruana. II Conferencia Electrónica FAO-CIPAV Sobre Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. <http://leades.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/bvconfe7.htm> (Consulta: junio 31, 2003).
- Arias S. K., C. Ruiz-Silvera, M. Milla, H. F. Messa, A. Escobar. 2001. Almacenamiento de carbono por *Gliricidia sepium* en sistemas agroforestales de Yaracuy, Venezuela CCP. Livestock Research for Rural Development. [www.http.cipav.org.co/lrrd/lrrd13/5/ruiz135.htm](http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd13/5/ruiz135.htm).
- Ávila G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez, M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. Agroforestería en las Américas 8:32-35.
- Botero B. J. A. 2001. Contribución de los sistemas ganaderos tropicales al secuestro de carbono. II Conferencia electrónica FAO-CIPAV sobre agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. Estudio FAO Producción y Salud Animal No. 155. Sánchez, M. D., M. Rosales-Méndez (ed). 343 pp.
- Duch J. 1988. La conformación territorial del Estado de Yucatán. Los componentes del medio físico. Universidad Autónoma Chapingo. Centro Regional de la Península de Yucatán, México. pp. 28-29.
- García E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 3ª edición. D. F., México. 120 pp.
- Kanninen M. 2001. Sistemas Silvopastoriles y Almacenamiento de Carbono: Potencial para América Latina. Conferencia Electrónica en Potencialidades de los Sistemas Silvopastoriles para la Generación de Servicios Ambientales. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia. <http://leades.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo4.htm> (Consulta: junio 20, 2003).
- Kaur B., S. R. Gupta, G. Singh. 2002. Carbon storage and nitrogen cycling in silvopastoral system on a sodic soil in northwestern India. Agroforestry Systems 54:21-29.

Pezo D., M. Ibrahim. 1999. Sistemas Silvopastoriles. Colección Módulos de Enseñanza Agroforestal Módulo No. 2, Materiales de enseñanza No. 44. Segunda Edición. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 276 pp.

## 1.38 Estimación de carbono almacenado en dos bosques de referencia del Monte Tláloc en Texcoco, Estado de México

Bolaños-González Yunuen<sup>1</sup>; Bolaños-González Martín A.<sup>2</sup>; Paz-Pellat Fernando<sup>2</sup>; Wong-González Julio<sup>3</sup> y Barrales-Brito Edgar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: yunuenbg90@gmail.com

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

<sup>3</sup>Grenaser S. A. de C. V., Chiconautla No.8, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.

### Resumen

El presente trabajo aporta información sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en los cinco almacenes considerados en ecosistemas forestales (biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta sobre el suelo, mantillo y Carbono Orgánico del Suelo o COS) de dos sitios de muestreo ubicados en las faldas del Monte Tláloc, Texcoco, Estado de México; entre las coordenadas 19°26'42.36" y 19°28'20.09" latitud Norte y 98°44'59.74" y 98°46'42.78" longitud Oeste, con una superficie de 9 km<sup>2</sup>, donde se delimitaron dos zonas homogéneas, denominadas Bosques de Referencia (BR), el primero dominado por oyamel (*Abies religiosa*) y el segundo por ciprés (*Cupressus lusitánica*). Para el cálculo del C en biomasa aérea se consideró la arbórea, arbustiva y herbácea; en cambio en el almacén de biomasa subterránea solo se consideró la arbórea; el COS se estimó para una profundidad de 30 cm, eliminando la fracción gruesa (partícula con diámetros superiores a 2 mm); el C en mantillo incluyó la capa de hojarasca y horizonte de fermentación y el almacén de madera muerta sobre el suelo consideró árboles muertos en pie, tocones y material leñoso caído. El promedio de la densidad de carbono en el BR1 contenido en los cinco almacenes estimados fue de 375 Mg ha<sup>-1</sup>, siendo el almacén más importante el de biomasa aérea (59%), seguido del COS (22%); en tanto que en el BR2 fue de 205.21 Mg ha<sup>-1</sup>, siendo el almacén con mayor densidad el COS (50%), seguido de biomasa aérea (36%).

**Palabras clave:** almacenes de carbono, biomasa, *Abies religiosa*, *Cupressus lusitánica*.

### Abstract

This paper provides information about the carbon storage capacity in the five pools considered in forest ecosystems (aboveground biomass, belowground biomass, dead wood aboveground, litter and soil organic carbon or SOC) from two sampling sites located in the foothills of Monte Tlaloc, Texcoco, Estado de Mexico; between the coordinates 19°26'42.36 "and 19°28'20.09" north latitude and 98°44'59.74 "and 98°46'42.78" W, with an area of 9 km<sup>2</sup>, where two homogeneous zones were defined, called Reference Forests (RF), the first dominated by fir (*Abies religiosa*) and the second by cypress (*Cupressus lusitánica*). For the calculation of C in aboveground biomass pool tree, shrub and herbaceous was considered; instead, on the belowground biomass pool only tree was considered; COS was estimated to a depth of 30 cm, separating the coarse fraction (particle diameters greater than 2 mm); C in litter included detritus and fermentation layer and aboveground dead wood considered standing dead trees, stumps and coarse woody debris. The average carbon density in the RF1 contained in the five pools estimated was 375 Mg ha<sup>-1</sup>, the most important was aboveground biomass (59%), followed by SOC (22%); while in the RF2 was 205.21 Mg ha<sup>-1</sup>, with the highest density storage in

SOC (50%), followed by aboveground biomass (36%). The values of carbon density for aboveground biomass in the RF1 were higher than those reported for similar vegetation types by other authors.

**Key words:** carbon pools, biomass, *Abies religiosa*, *Cupressus lusitánica*.

## Introducción

En los ecosistemas forestales el carbono (C) se distribuye en cinco almacenes: la biomasa aérea y subterránea, la madera muerta sobre el suelo, el mantillo y el Carbono Orgánico del Suelo (COS). La biomasa aérea y subterránea se define como la cantidad total de material orgánico existente, por arriba y por abajo del suelo, expresada como peso anhidro por unidad de área (FAO, 2004); su cuantificación es de gran importancia debido a que permite determinar la cantidad de CO<sub>2</sub> que potencialmente podría liberarse a la atmósfera, ya que aproximadamente el 50% de la biomasa es C (Brown, 1997).

El suelo es el almacén principal de C en los ecosistemas terrestres. Se estima que el almacén de COS, a un 1m de profundidad, es de 1500 Pg (Batjes, 1996), tres veces mayor que el almacén de C en la vegetación (550 Pg C) y dos veces mayor que el atmosférico (760 Pg) (Eswaran *et al.*, 1993).

El mantillo incluye desde materia orgánica fresca hasta materiales orgánicos altamente descompuestos y parcialmente estabilizados y es la fuente principal de C y de nutrientes disponibles para las plantas (Swift *et al.*, 1979). La calidad del mantillo (relación carbono:nitrógeno) está determinada en gran medida por las especies de árboles presentes, que a su vez dependen de la elevación, del clima y de la historia de uso (Berg, 2000).

La madera muerta es un componente natural importante en los bosques, que además de ser un elemento clave de la biodiversidad forestal, también influencia el microclima de éstos, actúa como un almacén de agua en períodos secos (Harmon *et al.*, 1986), y como un almacén de C y nutrientes a largo plazo (Harmon *et al.*, 1986; Keenan *et al.*, 1993; Schaetzl *et al.*, 1989).

Debido a lo anterior, resulta de suma importancia estudiar y cuantificar los almacenes de carbono, por lo cual, este trabajo aporta información sobre la capacidad de los diferentes almacenes de carbono en dos bosques de referencia representativos de vegetación y de tipos de suelos de los bosques templados del Este del Estado de México para fijar carbono, tomando como caso de estudio el área ubicada en las faldas del Monte Tláloc, en el Municipio de Texcoco.

## Materiales y métodos

El área de muestreo se localiza entre las coordenadas: 19°26'42.36" y 19°28'20.09" latitud Norte y 98°44'59.74" y 98°46'42.78" longitud Oeste, con una superficie de 9 km<sup>2</sup> e integra partes de los ejidos de Santa Catarina del Monte, San Pablo Ixayoc, Santa María Nativitas y San Miguel Tlaixpan.

La metodología utilizada fue tomada inicialmente del manual de campo del IFEC (Inventario Forestal Estatal Cuantitativo) y de la "Propuesta para el establecimiento de un sistema Nacional de Monitoreo de la dinámica del Carbono en Ecosistemas Forestales de México orientado a la calibración y validación de modelos", los cuales utilizan un muestreo de los recursos forestales y de otras unidades de vegetación asociadas. El diseño de muestreo se orientó para obtener datos cuantitativos sobre carbono del suelo, mantillo, madera muerta y biomasa aérea. Los sitios cuantitativos se distribuyeron en el paisaje formando un conglomerado tipo Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y cada conglomerado estuvo formado por cuatro sitios cuantitativos.

En cada sitio cuantitativo se midieron los árboles con diámetro normal (DN)  $\geq 7.5$ cm, los arbustos (se estimó volumen de copa) y se tomaron cuatro muestras de biomasa herbácea (0.25 m<sup>2</sup>) para determinar peso seco, mismas que se colectaron en áreas representativas de cada sitio. Adicionalmente, se colectaron cuatro muestras distribuidas en la periferia del círculo que lo delimita, orientadas a cada

uno de los puntos cardinales, y una muestra central de mantillo y suelo denominada DAP (donde se midió densidad aparente del suelo).

Los almacenes considerados fueron los siguientes:

- **Biomasa Aérea:** se refiere a toda la biomasa viva por encima del suelo incluyendo el tronco, las ramas, la corteza, las semillas y las hojas; su cuantificación es de gran importancia, debido a que permite determinar la cantidad de CO<sub>2</sub> contenida en ésta, ya que aproximadamente el 50% de ella es C. En consecuencia, la biomasa es la cantidad potencial de carbono que se podría agregar a la atmósfera como CO<sub>2</sub> y que en conjunto con el Carbono Orgánico del Suelo (COS) son las fuentes más importantes de captura de C (Vigil, 2010). Fue necesario utilizar dos ecuaciones alométricas para el cálculo de biomasa aérea en el BR1, el bosque de *Abies religiosa*, ya que la primera ecuación contemplada para el cálculo arrojó datos muy altos de carbono por lo que se asume que está sobrestimando las cantidades debido a que en el estudio para generar dicha ecuación solo se consideraron árboles con DN de entre 6.5 y 79 cm (Avendaño *et al.*, 2009), además de que ésta es de tipo exponencial. Por otro lado, la segunda ecuación alométrica utilizada para *Abies religiosa* consideró árboles con DN >70 cm (Brown *et al.*, 1997). En el caso del BR2 de *Cupressus lusitanica* se utilizó la ecuación alométrica de Vigil (2010).
- **Biomasa subterránea:** se refiere a las raíces de la vegetación del ecosistema estudiado, todo lo que está por debajo del suelo. Este almacén se estimó únicamente para vegetación arbórea viva, ya que se consideró que la de la vegetación herbácea es poco significativa y la de la vegetación arbustiva requería realizar muestreos destructivos que implicaban una gran cantidad de tiempo y recursos económicos (no son aplicables las ecuaciones alométricas existentes en la literatura), además de provocar una perturbación mayor en los sitios de medición, por lo que se optó por no considerarlos en la cuantificación de éste almacén. Para la estimación de la biomasa subterránea arbórea se utilizó la ecuación alométrica de Cairns *et al.*, (1997) para bosques templados.
- **Carbono orgánico del Suelo:** es el producto de la descomposición de plantas, el metabolismo de organismos vivos y el crecimiento bacteriano. Comprende el carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos. En este estudio se consideró a una profundidad de 30 cm que es el estrato en donde el C es más dinámico. El COS se estimó en función de la densidad aparente, profundidad, fracción gruesa del suelo (partículas mayores a 2 mm) y porcentaje de carbono medido con un analizador automático Shimadzu 5050A.
- **Mantillo:** comprende toda la biomasa no viva con un diámetro inferior a un diámetro menor a 7.5 cm, que yace muerta, en varios estados de descomposición sobre el suelo mineral u orgánico, incluye hojarasca, capa de fermentación y material leñoso caído fino con diámetro menor de 7.5 cm. El cálculo de contenido de C se realizó determinando el peso seco de cada compartimento y midiendo el porcentaje de carbono mediante el analizador automático.
- **Madera muerta:** toda la biomasa boscosa no viva no contenida en el mantillo, ya sea en pie, superficial o en el suelo. En el caso del presente estudio se utilizó un diámetro  $\geq 7.5$  cm de árboles muertos en pie, tocones, trozas o material leñoso caído para considerarse dentro de este almacén. Se estimó el contenido de carbono de los primeros utilizando las mismas ecuaciones alométricas que para biomasa aérea, para los tocones se estimó su volumen con el diámetro y altura medido (cilindro) y la densidad de madera de acuerdo a su grado de putrefacción y para el caso del material leñoso caído se utilizó el método de líneas de intersección recomendado por el IPCC (Van Wagner, 1968; IPCC, 2003).

## Resultados y discusión

En el Cuadro 1 se muestran las densidades de carbono para todos los almacenes considerados en el presente estudio, así como los promedios para cada uno de los BR medidos. Así, resulta evidente que la densidad de C total es notablemente mayor en el BR1 con respecto al BR2, siendo superior en todos los almacenes considerados con excepción del COS.

El promedio de la densidad de carbono en el BR1 contenido en los cinco almacenes estimados fue de 375 Mg ha<sup>-1</sup>, siendo el almacén más importante el de biomasa aérea (59%), seguido del COS (22%), tal como se puede apreciar en la Figura 1; en tanto que en el BR2 fue de 205.21 Mg ha<sup>-1</sup>, siendo el almacén con mayor densidad el COS (50%), seguido de biomasa aérea (36%), tal como se muestra en la Figura 2.

**Cuadro 1.** Densidad de carbono en todos los almacenes.

Bosque de referencia	Sitio	Carbono almacenado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Total
		Biomasa aérea	Biomasa subterránea	COS	Mantillo	Madera muerta	
<b>Bosque de oyamel</b>	1	91.95	19.57	79.61	14.46	8.00	213.59
	2	135.2	27.46	48.50	6.87	7.33	225.36
	3	279.94	48.38	69.48	10.25	18.43	426.48
	4	440.21	78.50	73.86	14.10	30.52	637.19
<b>Media</b>		<b>236.83</b>	<b>43.48</b>	<b>67.86</b>	<b>11.42</b>	<b>16.07</b>	<b>375.66</b>
Desviación Estándar		157.63	26.32	13.56	3.58	10.89	199.86
Coef. de Variación (%)		66.56	60.54	19.98	31.37	67.78	53.20
<b>Bosque de pino- encino</b>	1	72.49	17.67	117.32	6.96	2.98	217.42
	2	72.62	17.10	104.57	4.88	18.87	218.04
	3	76.39	18.80	98.51	5.11	5.81	204.62
	4	70.04	17.83	89.45	2.19	1.25	180.76
<b>Media</b>		<b>72.89</b>	<b>17.85</b>	<b>102.46</b>	<b>4.79</b>	<b>7.23</b>	<b>205.21</b>
Desviación Estándar		2.62	0.71	11.69	1.96	7.99	17.43
Coef. de Variación (%)		3.60	3.96	11.41	41.06	110.49	8.50

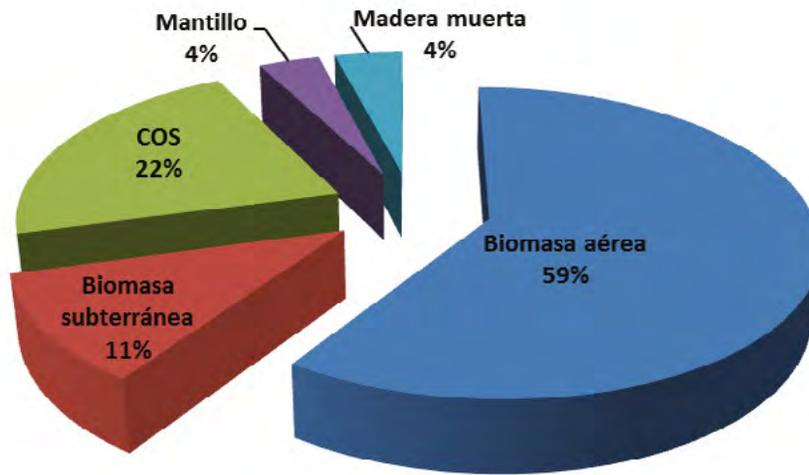


Figura 1. Densidad de C en BR1 (*Abies religiosa*).

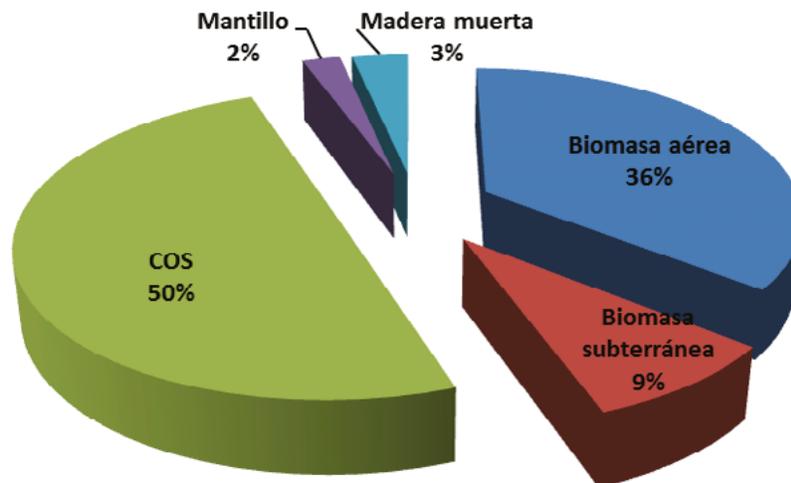


Figura 2. Densidad de C en BR2 bosque de pino-encino (*Cupressus lusitanica*).

## Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron que los almacenes de carbono más importantes fueron la biomasa viva sobre el suelo (biomasa aérea) y el Carbono Orgánico del Suelo. El primero fue más importante en el BR1 (59%) y el segundo fue el mayor almacén en el BR2 (50%). En ambos BR la suma de estos dos almacenes fue superior al 80% del total del C almacenado. Por otra parte, dentro del almacén correspondiente a la biomasa aérea, el estrato arbóreo resultó ser mucho mayor que el arbustivo y herbáceo (superior al 98% en ambos BR), lo que da una idea de la importancia de este estrato en el tipo de vegetación estudiado.

Es importante medir los almacenes de carbono que la mayoría de los estudios no estima: biomasa subterránea, madera muerta sobre el suelo y mantillo, ya que su aporte como almacén de C, aunque no es tan grande como el de biomasa aérea y COS, en conjunto representó en el presente estudio entre 14% (BR2) y 19% (BR1) por lo que, dada la extensión de los bosques en nuestro país, representa un almacén de carbono importante.

## Bibliografía

- Avendaño D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etchevers. 2009. Estimación de la biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham. *Fitotecnia Mexicana* 32:233-238.
- Batjes N. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Berg B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in Northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133:13-22.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. *Forestry Paper*. 55 pp.
- Brown S., P. Schroeder, R. Birdsey. 1997. Aboveground biomass distribution of US eastern hardwood forests and the use of large trees as an indicator of forest development. *Forest Ecology and Management* 96:37-47.
- Cairns M., S. Brown, E. Helmer, G. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. *Oecologia* 111:1-11.
- Eswaran H., E. Van den Berg, P. Reich. 1993. Organic carbon soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* 57:192-194.
- FAO. 2004. Global forest resources assessment update 2005, Terms and definitions (final version), Rome, Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/docrep/007/ae156e/ae156e00.HTM>.
- Harmon M., J. Franklin., F. Swanson, P. Sollins, S. Gregory, J. Lattin, N. Anderson, S. Cline, N. Aumen, J. Sedell, G. Lienkaemper, K. Cromack, K. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.
- IPCC. 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan. 632 pp.
- Keenan R., C. E. Prescott, J. P. Kimmins. 1993. Mass and Nutrient Content of Woody Debris and Forest Floor in Western Redcedar and Western Hemlock Forests on Northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* 23:1052-1059.
- Schaetzl R. J., S. F. Burns, D. Johnson, T. Small. 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology. *Vegetation* 79:165-176.
- Swift M., O. Heal, J. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Estudios de Ecología*. University of California Press. Los Ángeles.
- Van Wagner C. E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14:20-26.
- Vigil N. 2010. Estimación de Biomasa y contenido de carbono en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental "las cruces". Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México. 71 pp.



## 1.39 Revisión y análisis de la información existente de datos de actividad en el Estado de México

Marín-Sosa Ma. I.<sup>1</sup>; Aguilar-García Ana L.<sup>1</sup> y De la Cruz-Cabrera Julio C.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, México. Autor para correspondencia: [isabelmsosa@gmail.com](mailto:isabelmsosa@gmail.com)

### Resumen

En el marco del proyecto RETUS con BASES EDOMEX que actualmente lleva a cabo la dependencia Protectora de Bosques del Estado de México, por medio del Programa Mexicano del Carbono A. C., se plantea la integración de un sistema de Inventario de Recursos Naturales asociados a Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad. Uno de los objetivos de este sistema es recabar información sobre datos de actividad en el Estado de México, considerando un esquema anidado desde la escala local hasta la escala estatal y nacional. La metodología empleada consistió en la consulta y adquisición de información generada por dependencias federales y estatales (como INEGI, SAGARPA, CONAFOR, PROBOSQUE, entre otras), así como por organizaciones de la sociedad civil. La información recopilada se analizó y se sintetizó mediante la elaboración de mapas y cuadros resumen. Como resultado se obtuvo un informe esquemático que integra cinco componentes: uso del suelo y vegetación, actividad agrícola, actividad pecuaria, actividad forestal, y análisis del cambio del uso del suelo. Este trabajo constituye un punto de partida para entender el contexto actual de los recursos naturales de la entidad (principalmente la vegetación) y sus dinámicas de cambio. Este conocimiento es fundamental en el estudio del carbono, pues define pautas para el establecimiento de esquemas de muestreos (o inventarios), la estimación y mapeo de los almacenes de carbono y el desarrollo de modelos.

**Palabras clave:** inventarios, uso de suelo y vegetación, servicios ambientales, carbono.

### Abstract

Under the project RETUS con BASES EDOMEX currently holds the Humane dependence of State Forests of Mexico, through the Mexican Carbon Program A. C., integration of a system of inventory associated natural resources and ecosystem services arises Biodiversity. One goal of this system is to collect data about activity in the State of Mexico, considering a nested schema from the local to the state and national levels. The methodology consisted of the consultation and acquiring information generated by federal and state agencies (such as INEGI, SAGARPA, CONAFOR, PROBOSQUE, among others), as well as civil society organizations. The information collected is analyzed and synthesized by mapping and summary tables. Land use and vegetation, agriculture, livestock farming, forestry, and analysis of land use change: a schematic resulting report includes five components was obtained. This paper is a starting point for understanding the current context of the natural resources of the entity (mainly vegetation) and its dynamics of change. This knowledge is essential in the study of carbon, as defined guidelines for the establishment of sampling schemes (or inventory), estimating and mapping carbon stocks and the development of models.

**Key words:** inventory, vegetation and land use, environmental services, carbon.

## Introducción

El proyecto RETUS con BASES EDOMEX, que lleva a cabo la dependencia estatal Protectora de Bosques (PROBOSQUE) por medio del Programa Mexicano del Carbono A. C., plantea la integración de un Sistema de Inventarios de Recursos Naturales asociados a Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad, cuyo objetivo principal es obtener información para estimar datos de actividad y factores de emisión de los usos del suelo y vegetación del Estado de México, incluyendo el cálculo de las incertidumbres asociadas. Para efectos del presente trabajo se entiende como datos de actividad a los registros de la magnitud de las actividades humanas que dan lugar a las emisiones o absorciones que se producen durante un periodo de tiempo determinado (IPCC, 2006), de forma que las áreas terrestres (*i.e.*, los tipos de usos del suelo y vegetación, las superficies de producción agrícola y pecuaria, las superficies con cambio de uso del suelo, entre otros) constituyen un ejemplo de datos de actividad.

En este contexto, se integró una síntesis de la información existente y disponible de datos de actividad del Estado de México, la cual ha sido generada por dependencias federales y estatales (como INEGI, SAGARPA, CONAFOR, PROBOSQUE, etc.), así como por iniciativas particulares de organizaciones de la sociedad civil, como el Programa Mexicano del Carbono (PMC).

La información analizada constituye un punto de partida para entender el contexto actual de los recursos naturales de la entidad (principalmente la vegetación) y sus dinámicas de cambio. Asimismo, provee una perspectiva de la dinámica que han seguido las actividades agrícola, pecuaria y forestal, en términos de la producción y la cobertura de éstas al interior del Estado. Este conocimiento es fundamental en el diseño de estrategias para el estudio del carbono, pues define las pautas para el establecimiento de esquemas de inventarios, la estimación y mapeo de los almacenes de carbono, así como el desarrollo de esquemas de modelación de este componente.

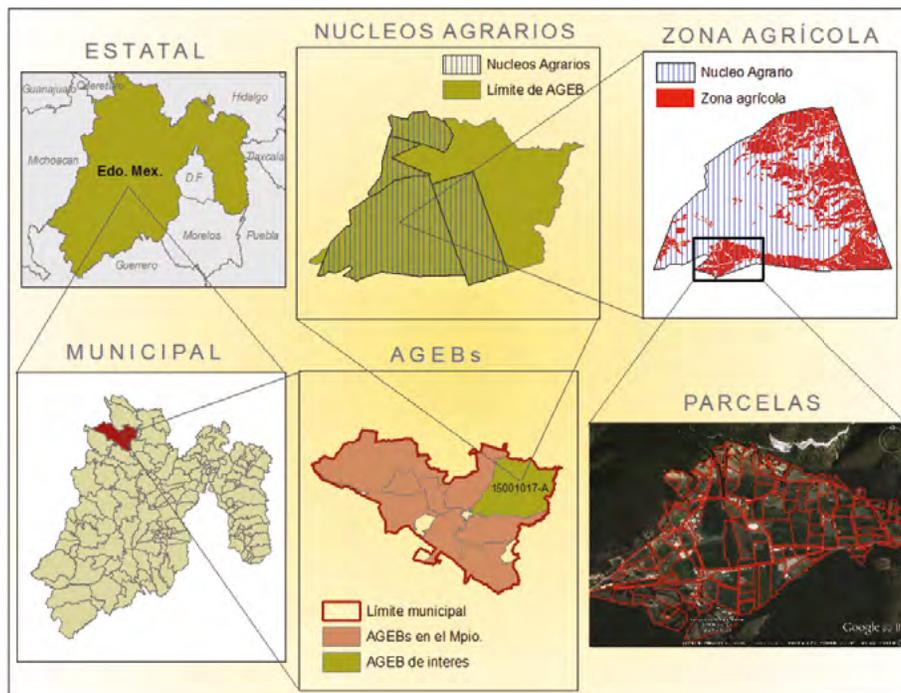
## Materiales y métodos

Como primer paso se determinó el marco geoestadístico que contiene las unidades territoriales de análisis, en un esquema anidado desde la escala local hasta la escala estatal y nacional, para ello se tomaron como referencia las unidades de gestión definidas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (unidades geoestadísticas estatales, unidades geoestadísticas municipales y unidades geoestadísticas básicas), además de otras fuentes que reportan unidades a escala más detallada. Seguido de esto, se llevó a cabo una revisión de fuentes oficiales y recopilación de información disponible de datos de actividad en distintos formatos de presentación como: documentos escritos, mapas y archivos vectoriales y tabulados. Básicamente se buscó información referente a la clasificación de los usos de suelo y vegetación (USV) del Estado de México, además de la información que corresponde a las actividades agropecuarias y forestales. También se revisó y analizó la actividad forestal promovida en el Estado de México por la dependencia protectora de Bosques (PROBOSQUE) y por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). La información obtenida se tomó como referencia para realizar un ejercicio de análisis de cambio de uso de suelo, lo cual implicó el uso de las series de uso del suelo y vegetación generadas por el Programa Mexicano del Carbono a escala 1:50,000 (PMC, 2015a, b, c y d). A partir de estas series se calculó el Cambio de Uso del Suelo en tres periodos: 2002-2007, 2007-2011 y 2011-2014. Finalmente se elaboraron resúmenes tabulados en hojas de cálculo y se mapeo la información disponible en formato vectorial, con ayuda del software ArcGis.

## Resultados

La Figura 1 muestra el marco geoestadístico que define las unidades territoriales de análisis del proyecto RETUS con BASES EDOMEX, se presenta un esquema anidado desde la escala local hasta

la escala estatal. La AGEB es la unidad territorial más fina que el INEGI pone a disposición del público, estas unidades se ajustan, en lo posible, a los límites estatales y municipales de la división político-administrativa nacional (INEGI, 2014). Para el caso del Estado de México, se cuenta con 413 AGEBs que se distribuyen en los 125 municipios que componen la entidad. Aunque la AGEB es una unidad fina, representa una escala “gruesa” para los objetivos del presente proyecto, ya que puede integrar una o más localidades, uno o más núcleos agrarios, así como diferentes usos de suelo y vegetación y diferentes prácticas de manejo. Así, se requiere contar con una unidad territorial más fina, que puede estar conformada por núcleos agrarios (ejidos, comunidades, etc.) o poligonales de propiedades privadas. Una escala más fina aun, estaría constituida por la delimitación de predios o parcelas al interior de núcleos agrarios. Esta última información ha sido generada por el Registro Agrario Nacional, sin embargo no es de carácter público, por lo que no es fácilmente disponible.



**Figura 1.** Niveles de agregación del marco geoestadístico de referencia.

El Cuadro 1 muestra un resumen de las fuentes de información de uso del suelo y vegetación (USV), disponibles para el Estado de México.

**Cuadro 1.** Fuentes disponibles de información de los usos de suelo y vegetación del Estado de México.

Fuente	Escala	Cobertura	Formato	Año base
Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 1998, 2003, 2008 y 2013)	1:250 000	Nacional	Shapefile	1993, 2002, 2007 y 2011
Programa Mexicano del Carbono (PMC, 2015a, b, c y d)	1:50 000	Estatad	Shapefile	2002, 2007, 2011 y 2014
Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE, 2011)	1:50 000	Estatad	Shapefile	2010
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 1999)	1:1 000 000	Nacional	Shapefile	1999

Se revisaron las clases y la cobertura de los USV, de las fuentes que se indican en el Cuadro 1. Las clases de USV se reagruparon en seis categorías y se compararon las coberturas de dichas categorías en las distintas fuentes. El Cuadro 2 muestra los resultados de este análisis comparativo.

**Cuadro 2.** Resumen de la cobertura de los de los Usos de Suelo y Vegetación reportados por distintas fuentes.

Categoría de USV	Superficie (ha)				% Ocupación estatal			
	Serie V <sup>‡</sup>	Serie VI <sup>‡</sup>	Inventario		Serie V <sup>‡</sup>	Serie VI <sup>‡</sup>	Inventario	
	1:250 000	1:50 000	Forestal	CONABIO	1:25 000	1:50 000	Forestal	CONABIO
Agricultura	1 017 663.69	647 064.54	960 219.61	1 334 949.59	45.79	29.11	42.72	60.06 <sup>†</sup>
Bosque	620 615.07	762 894.31	706 945.64	674 562.96	27.92	34.32	31.45	30.35
Matorral	14 719.26	7672.30	18 319.13	23 348.05	0.66	0.35	0.82	1.05
Otros tipos de vegetación	4742.23	3559.32	9628.89	20 793.08	0.21	0.16	0.43	0.93
Pastos	314 886.55	501 504.67	209 748.68	7094.05	14.17	22.56	9.33	0.32
Selva	113 950.46	143 589.33	128 716.92	119 655.21	5.13	6.46	5.73	5.38
Otros	136 078.90	156 373.21	213 984.08	42 253.22	6.12	7.04	9.52	1.9

<sup>†</sup> Este valor incluye también a las categorías pecuario (pastizal cultivado) y forestal (plantaciones forestales). A esto puede atribuirse que sea mayor que en las otras fuentes.

<sup>‡</sup> Para el caso de las series de USV (escalas 1:250 000 y 1:50 000), se presentan únicamente los resultados del mapa más reciente, en este caso, Serie V (año base 2011) y Serie VI (año base 2014).

Por otra parte, se revisó la información existente sobre la actividad agrícola, pecuaria y forestal en el Estado de México. En el Cuadro 3 se indican las fuentes que han generado información de este tipo, tanto en forma de mapas como estadísticos.

**Cuadro 3.** Fuentes que reportan información de la actividad agrícola, pecuaria y forestal en el Estado de México.

Actividad	Fuentes de información	Información analizada
Agrícola	Base Agrícola PROCAMPO, Base de Cultivos Perennes, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, INEGI y Sistema estatal y municipal de base de datos	Cobertura de la actividad agrícola.
Pecuaria	Programa PROGAN 2011	Cobertura de las Unidades de Producción Pecuaria (ganado bovinos, bovinos leche; ovinos, caprinos).
	Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera	Producción, precio, animales sacrificados y peso de: ganado, ave y guajolote en pie; carne en canal; producción de leche; cera en greña, huevo para plato, lana sucia y miel.
Forestal	Protectora de Bosques (PROBOSQUE) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR)	Programas, superficies elegibles a ser beneficiadas, año de operación.

Finalmente, se encontraron desarrollos de productos de cambio de uso de suelo en el Estado de México, reportados por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, en formato que sólo permite su visualización. Por lo que se realizó un ejercicio al interior del PMC para determinar el Cambio de Uso del suelo en el periodo 2002-2014 empleando como insumo los mapas de usos de suelo y vegetación (escala 1:50,000) generados por el PMC. Las categorías de cambio y las superficies asociadas se integran en el Cuadro 4.

**Cuadro 4.** Superficies de cambio por categoría de transición (cambio de CUS) en los periodos analizados.

Categoría de transición	2002-2007		Periodo 2007-2011		2011-2014	
	Superficie de Cambio (ha)	% Superficie Estatal	Superficie de Cambio (ha)	% Superficie Estatal	Superficie de Cambio (ha)	% Superficie Estatal
Permanencia	1 853 220.99	83.38	1 644 155.42	73.97	1 842 933.339	82.916
Regeneración	126 845.61	5.71	174 858.82	7.87	102 082.750	4.593
Cambio de uso	106 095.31	4.77	158 508.58	7.13	157 002.308	7.064
Deforestación	105 757.80	4.76	167 546.21	7.54	57 694.598	2.596
Degradación	30 737.95	1.38	77 588.64	3.49	62 944.675	2.832
Total	2 222 657.670	100.000	2 222 657.670	100.000	2 222 657.670	100.000

## Discusión

La representación cartográfica ofrece grandes ventajas sobre otros formatos de información, es por ello que diferentes instituciones han trabajado en la actualización de la información del uso de suelo y vegetación, mejorando la calidad y detalle de la misma, haciendo uso de diferentes tecnologías y validación en campo. Debido a lo anterior se observan distintos valores en la superficie por clase de uso de suelo y vegetación, siendo el factor de la escala un elemento de gran importancia para la utilidad de la información, ya que productos a escala 1:50 000 presentan mayor detalle de la información, esperando que estuviera más apegado a la realidad.

El uso de suelo correspondiente a los sistemas agrícolas, presentan una mayor cobertura territorial frente a otros sistemas de producción (como el pecuario y el forestal). De acuerdo a los análisis de la información, la cobertura de esta actividad oscila entre 28 y 41% de la superficie estatal y se encuentra en crecimiento, generando presión sobre los recursos forestales.

Para el conocimiento de la actividad pecuaria en el Estado de México, se cuenta con el SIAP que es la principal fuente a nivel nacional y estatal, pero sólo reporta información estadística asociada al volumen de la producción (toneladas) y al precio, es decir, no reporta datos de la superficie ocupada por esta actividad, ni su ubicación espacial. Por otro lado, existen bases de la producción ganadera promovida por SAGARPA, pero no son representativas del total de la población que mantiene esta actividad.

Por otra parte, la actividad forestal es impulsada por la Protectora de Bosques del Estado de México y por la Comisión Nacional Forestal, con distintos programas de apoyo a productores forestales, para impulsar prácticas tendientes a mejorar y elevar la cobertura vegetal y con ello las condiciones de los ecosistemas naturales y en diferentes grados de perturbación.

Como resultado del análisis de cambio de uso de suelo, durante el periodo 2002-2007 se observó una tasa anual de degradación de la cobertura vegetal primaria en un 0.277%, afectando 30 737.95 ha en total. La reducción de las masas forestales, afectó a 21 151.56 ha en un año siendo equivalente al 0.952% de cobertura forestal anual. Sin embargo, para ese periodo se regeneraron 126 845.61 ha en total a razón de 1.141% de cobertura vegetal al año. La regeneración anual de la cobertura vegetal aumentó durante 2007-2011 con respecto al periodo anterior; recuperando 43 714.705 ha al año; aunado a ello, la deforestación aumentó a 1.885% anual así como la degradación de coberturas primarias que se dio en un 0.883% anual. Éstos últimos procesos, se manifestaron principalmente en las porciones Norte, Este y Sur del Estado. El periodo 2011-2014 presentó una disminución de la deforestación llegando a 0.865% anual, mientras la degradación de la cobertura vegetal se calculó en 0.944% al año. Dichos cambios se observaron principalmente en las porciones Este, Sur y Oeste del Estado. La regeneración de la cobertura vegetal correspondió a 102 082.750 ha en total, siendo

equivalente a 1.531% anual. Como se puede observar en el Cuadro 4, la categoría de permanencia predominó en todos los periodos. Ello significa que la superficie encontrada bajo dicha categoría no tuvo cambios en su cobertura, si embargo no se hace diferencia entre coberturas vegetales y otros tipos de coberturas y usos de suelo (*e. g.*, asentamientos humanos, áreas desprovistas de vegetación, zonas urbanas, etc).

## Conclusiones

La generación de productos cartográficos parte de la necesidad de contar con información detallada sobre la ubicación y dinámica de los usos de suelo y vegetación, la clasificación de usos de suelo y vegetación se armonizó entre los productos cartográficos existentes en escala 1:250 000 (INEGI) y los generados por el Programa Mexicano del Carbono (PMC) en escala 1:50 000, lo que permite hacer intercomparable la información, para su aplicación más efectiva en los temas relacionados con cambio climático, productividad, biodiversidad y degradación.

Las actividades agrícolas y pecuarias son de gran interés por los impactos que pueden generar al ambiente y a la producción de los servicios ambientales. De este modo, es prioritario identificar la superficie ocupada por estas actividades y su distribución espacial. Pocas fuentes reportan este tipo de información.

El análisis de la actividad forestal, sus dinámicas y tendencias históricas, son de interés primordial, debido a que esta actividad se desarrolla directamente en la superficie ocupada por la masa forestal, cuyos reservorios de carbono son el objeto de estudio principal del proyecto RETUS con BASES.

La información revisada en este trabajo aporta una perspectiva de los posibles impactos de la actividad forestal sobre la producción de servicios ambientales en los bosques del Estado de México. Asimismo, provee elementos para las evaluaciones económico-financieras relacionadas con la producción forestal y la detección de áreas de oportunidad frente al desarrollo de otras actividades como la agricultura y la ganadería.

El análisis de los cambios de cobertura y uso de suelo por periodos permite estimar de mejor forma la cantidad de cobertura vegetal y usos de suelo que se encuentran bajo cualesquiera de los tipos de procesos de cambio mencionados con anterioridad. Ello permite estimar una tasa de cambio anual sin omitir procesos de cambio que se dan en una parte intermedia del intervalo total de análisis (en este caso desde 2002 hasta 2014).

## Bibliografía

- CONABIO. 1999. Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1: 1 000 000. Año base 1981-1991. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Consulta: enero 07, 2015).
- INEGI. 1998. Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie II. Año base 1993. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2003. Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie III. Año base 2002. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2008. Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie IV. Año base 2007. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2013. Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie V. Año base 2011. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2014. Marco Geoestadístico Nacional Versión 6.2 (DENUE 01/2015). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. [http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m\\_geoestadistico.aspx](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m_geoestadistico.aspx) (Consulta: enero 13, 2015).
- IPCC. 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Intergovernmental Panel on climate Change. Preparado por el Programa Nacional de Gases de Efecto Invernadero. Eggleston, H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (eds). Publicado por el Instituto para las Estrategias Ambientales Globales (IGES), Japón.



- PMC. 2015a. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50 000. Serie III. Año base 2002. Programa Mexicano del Carbono, México.
- PMC. 2015b. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50 000. Serie IV. Año base 2007. Programa Mexicano del Carbono, México.
- PMC. 2015c. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50 000. Serie V. Año base 2011. Programa Mexicano del Carbono, México.
- PMC. 2015d. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50 000. Serie VI. Año base 2014. Programa Mexicano del Carbono, México.
- PROBOSQUE. 2010. Inventario forestal. Protectora de Bosques del Estado de México, Toluca, Estado de México, México. [http://portal2.edomex.gob.mx/probosque/publicaciones/inventario\\_forestal/groups/public/documents/edomex\\_archivo/probosque\\_pdf\\_inventario10\\_1.pdf](http://portal2.edomex.gob.mx/probosque/publicaciones/inventario_forestal/groups/public/documents/edomex_archivo/probosque_pdf_inventario10_1.pdf)).

## 1.40 Integración de una base geoespacial multi-temática para consulta y análisis de información satelital

De la Cruz-Cabrera Julio C.<sup>1</sup>; Marín-Sosa Ma. I.<sup>1</sup> y Aguilar-García Ana L.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, México. Autor para correspondencia: jccabrera2289@gmail.com

### Resumen

A través de la integración de una base geoespacial multi-temática se busca generar insumos útiles para la modelación de la dinámica del carbono y de otros servicios ecosistémicos (como los asociados a los recursos agua y biodiversidad). La estructura de esta base permite la integrar cartografía de múltiples temas (hidrología, agricultura, clima, vegetación, etc.), con múltiples escalas (diferentes niveles de precisión) y con diferentes grados de cobertura del territorio nacional (local, municipal, estatal, regional, etc.). La información integrada a la base está co-registrada con el marco geoespacial de imágenes satelitales del sensor MODIS (cobertura continental nacional), las cuales poseen una resolución de pixel de 250 m y resolución temporal diaria. Para lograr el co-registro, se trazó una malla de 250 x 250 m a partir de las coordenadas extremas de la cobertura MODIS para México, a cada pixel de la malla se le asignó un ID único el cual permite ubicar la información de cada uno de los temas integrados a la base geoespacial. Para integrar cada tema, se utilizó un proceso de rasterización bajo el criterio de máxima área combinada orientada a objetos categorizados. La liga entre las dos fuentes (base geoespacial e imágenes satelitales) permite obtener modelos e indicadores aplicables en diferentes campos de estudio. Mientras que la información satelital permite evaluaciones multi-temporales espacialmente explícitas, la base geoespacial aporta los elementos necesarios para definir el contexto de las evaluaciones y la integración de resultados. En este trabajo se detalla el modelo de integración de la base geoespacial.

**Palabras clave:** malla satelital, sensor MODIS, aplicaciones satelitales, pixel.

### Abstract

The integration of a multi-temathic geospatial base is seeking to generate useful inputs for carbon and other ecosystem's services dynamic modelling (such as those associated with water resources and biodiversity). This basic structure allows mapping of multiple topic layers (hydrology, agriculture, climate, vegetation, etc.), integrating multiple scale layers (with different precision levels) and with different types of national territory coverage (locality, municipality, state, region, etc.). The integrated info, into the base, is co-recorded with MODIS sensor geospatial frame (national & continental coverage) satellite imagery; with 250 m pixel and daily temporal resolution. For co-recording achieve, a grid of 250 x 250 m -from the extreme coordinates of MODIS coverage for Mexico- was drawn & for each pixel in the grid, was assigned an unique ID which allows locating information on each integrated subjects into geospatial base. For each topic integration, a process of rasterizing under maximum combined area criteria & categorized object-oriented was used. The link of two sources (satellite imagery and geospatial base) allows getting models and applicable indicators in different fields of study. While satellite information enables spatial explained multi-temporal evaluations, geospatial base provides necessary elements to define a context of results evaluation and integration. In this work the geospatial base integration model is detailed.

**Key words:** satellite grid, MODIS sensor, satellite applications, pixel.

## Introducción

Las bases de datos geospaciales constituyen un insumo para los sistemas de monitoreo satelital de los recursos naturales. Los sistemas mencionados requieren que los datos que entran al sistema sean de múltiples temas, de diferentes escalas y diversos niveles de coberturas. Para lograr que la información satelital tenga una relación congruente y consistente con los datos geospaciales, ya que ello es fundamental para lograr evaluaciones precisas dentro de un marco geoespacial multitemporal así como una integración coherente de resultado.

El hecho de integrar información de diferentes fuentes, temas, escalas y coberturas, desemboca en un efecto especulativo cartográfico; lo cual resta precisión y veracidad a los resultados de una modelación y/o análisis.

En el presente trabajo, se muestra el diseño e implementación de una metodología de integración de una base geoespacial multitemática con datos de diferentes coberturas y niveles de precisión, pero todos, ajustado a un marco base de integración; con lo cual se busca eliminar el efecto de especulación cartográfica.

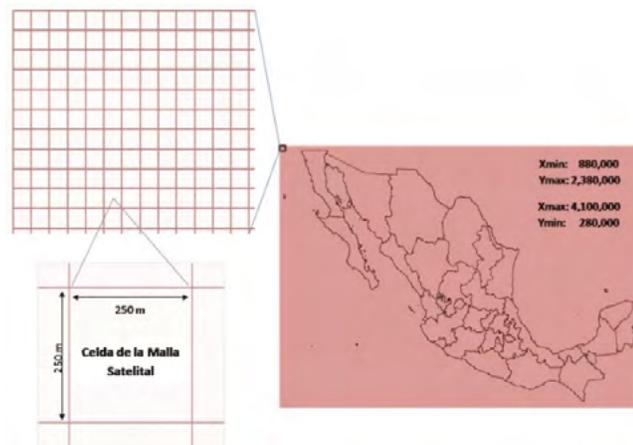
## Materiales y métodos

### *Marco de la base geoespacial multitemática para consulta de información satelital*

La integración de la base de multitemática para consultas, se realizó mediante un ajuste de la información vectorial en correspondencia con el marco espacial de la base satelital del sensor MODIS (también referido como malla MODIS), el cual fue trazado con cobertura nacional con base en el sistema de coordenadas Cónica conforme de Lambert. El ajustede la información categórica busca que cada pixel o celda de la malla MODIS tenga información puntual multitemática a diferentes intervalos de tiempo. Esta información es esencial en el marco del desarrollo de un paradigma de modelación de la dinámica del carbono y otros servicios ambientales, con base en sensores remotos. En este capítulo se describe la integración del marco geoespacial mencionado.

### *Marco espacial nacional*

El marco espacial nacional o malla nacional está integrado por una matriz de celdas de 6.25 ha (con dimensión de 250 m x 250 m) con cobertura en todo el territorio nacional, tal como se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Marco nacional para la integración de la base geoespacial de USV para consultas satelitales. Fuente: elaboración propia.

La malla MODIS nacional tiene como origen la esquina superior izquierda cuyas coordenadas son 880 000 en el eje X y 2 380 000 en el eje Y, según el sistema proyección Cónica conforme de Lambert. Cada celda o pixel al interior del marco nacional es identificado mediante un código numérico de diez dígitos (denominado ID\_PIXEL), que se construye de la forma 1.

$$ID\_PIXEL = HHHHHCCCCC \quad (1)$$

donde, *ID\_PIXEL* es el identificador numérico del pixel (diez dígitos), *HHHHH* es el número de hilera en la que se ubica el pixel (contado a partir de la esquina superior izquierda del marco nacional). Este valor se compone de cinco dígitos, cuando el número de hilera contiene menos dígitos se agregan ceros al inicio, *CCCCC* es el número de columna en la que se ubica el pixel (contado a partir de la esquina superior izquierda del marco nacional). Este valor se compone de cinco dígitos, cuando el número de columna contiene menos dígitos se agregan ceros al inicio.

Los valores de hilera y columna se calculan de acuerdo a las expresiones 2 y 3.

$$HHHHH = \frac{2\,380\,000 - Y_{CCL}}{250} \quad (2)$$

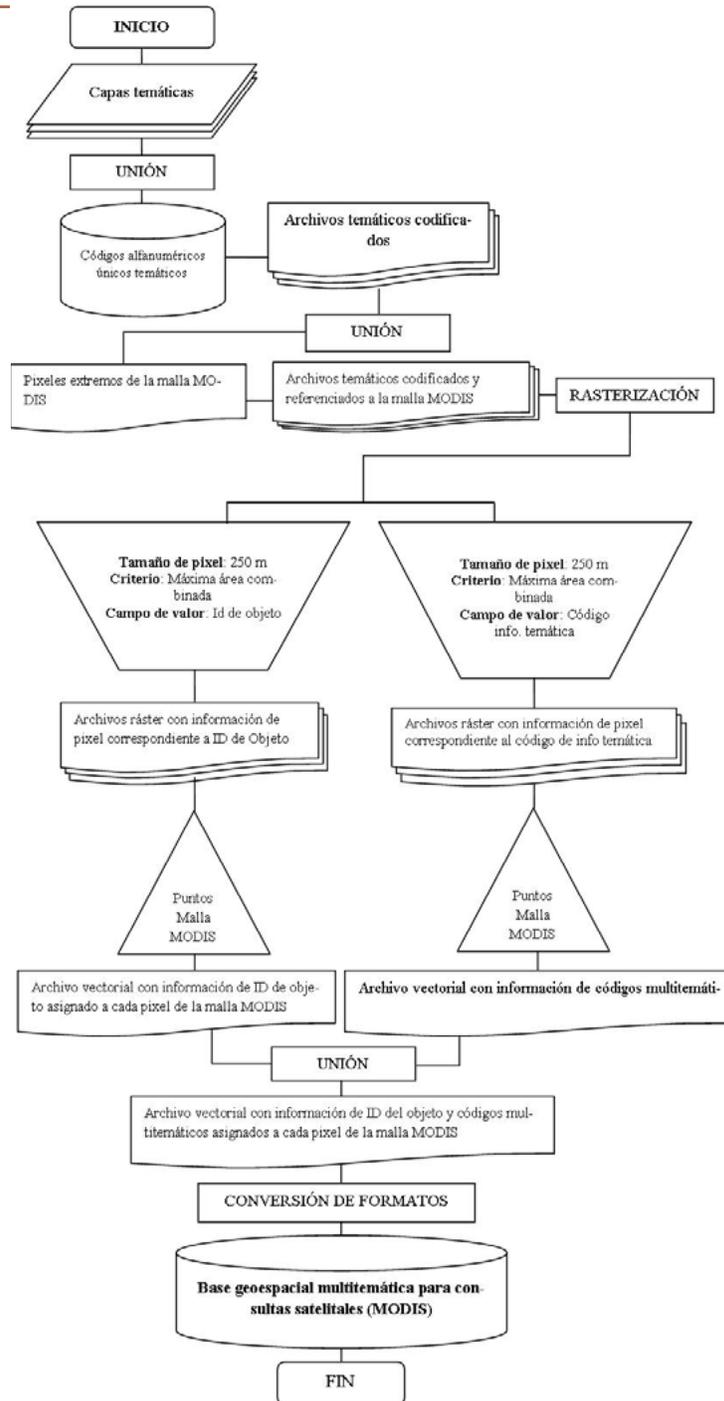
$$CCCCC = \frac{X_{CCL} - 880\,000}{250} \quad (3)$$

donde,  $X_{CCL}$  y  $Y_{CCL}$  corresponden a la coordenada de la esquina superior-izquierda del pixel. Para el presente trabajo, los pixeles o celdas integrados en este marco se localizan unicamente en la parte continental del territorio nacional.

#### *Descripción de la línea de proceso de la información*

El proceso para la construcción de la base geoespacial consistió en integrar la información contenida en los mapas temáticos, al marco espacial nacional de la malla MODIS; a fin de que cada pixel de la malla tenga su propia información temática y sirva de referencia para la consulta, revisión, tratamiento y análisis de información satelital.

De esta forma, la línea de proceso incluye un conjunto de técnicas de tratamiento de la información vectorial, métodos de rasterización basada en atributos pesados por áreas totales y la extracción puntual de información. En la Figura 2 se integra diagrama de flujo de la línea de proceso.



**Figura 2.** Diagrama de flujo de los procesos para la integración de la base geoespacial de USV del Estado de México.

### Codificación

La información contenida en cada capa temática se codifica con un identificador numérico único, el cual está ligado a toda la información relativa a la entidad u objeto que refiere a un lote específico de información dentro de un tema particular. Un ejemplo de este proceso puede apreciarse en la Figura 3. Esta parte de la línea general de proceso, se aplica para capas con datos cualitativos (como puede ser uso de suelo, tipos de cobertura vegetal, tipos de cultivos, clases de tierras, tipos de suelo, etc.) y datos

relacionados a entidades de marco delimitante (por ejemplo, territorio estatal, municipios, polígonos de localidades, superficie de una cuenca, etc.). La codificación puede ser aplicada a capas que representan datos discretos, que eventualmente, pueden ser clasificados en valores cualitativos (ejemplo: rangos de pendiente, rangos de distancia, rangos de contenido de materia orgánica, índices de marginación y pobreza, etc.). Los datos continuos, generalmente, no se someten a este proceso sino que se integran directamente a la base geoespacial asignando cada dato a un pixel espacialmente correspondiente.

No. Lista	MICROCUEENCA	ID DE LA MICROCUEENCA
1	ATENCO	135544210896
2	PUENTE CARRETERA II	135544210897
3	EL TECOJOTE	135544220900
4	TEMASCALINGO	135544220904
5	TEMASCALES	135544220905
6	ATOTONILCO	135544230907
7	ESTACION ATOTONILCO	135544230908
8	LOS VELAZQUEZ	135544230909
9	PUENTE LOS VELAZQUEZ	135544230910
10	LA Y	135544240911
11	LAS ANIMAS	135544240912
12	OTZOLOTEPEC	135544240913
13	PUENTE ATLACOMULCO	135544240914
14	PUENTE MEXTEPEC	135544240915
15	SAN BERNABE	135544240916
16	TROJES	135544240917
17	BOYICHA	135544250918
18	EL PESCADO NUMERO 2	135544250919
19	SAN BARTOLO DEL LLANO	135544250920
20	SANTA MARIA DEL LLANO	135544250921
21	CALIXTLAHUACA	135544260922

74	ESTACION EL MOLINITO	286344380947
75	ESTACION KM. 0+000	286344380948
76	ESTACION LA GRANDE	286344380949
77	ESTACION MOLINO BLANCO	286344380950
78	ESTACION PUENTE DE VIGA	286344380951
79	ESTACION SAN LUIS AMECA	286344380953
80	ESTACION SAN MARCOS	286344380954
81	ESTACION TEJOCOTE	286344380957
82	ESTACION TEPEXPAN	286344380958
83	ESTACION TOTOLICA	286344380959
84	ESTACION TAXHIE	286344410962
85	DESFOQUE PRESA GUADALUPE	286344440966
86	PRESA ITURBIDE	286344440967
87	ESTACION CALAROZO	286344450968
88	ESTACION TEXCOCO	286344450972
89	SAN LUCAS	286344450974
90	ESTACION LA CONCEPCION	286344500989
91	SAN ILDEFONSO EXTRACCION	286344500990
92	ESTACION EL MANANTIAL	286344550999
93	ESTACION TLAUTLA	286344561000
94	ESTACION BINOLA II	286344571001
95	ESTACION SAN LORENZO	286344581006

Figura 3. Ejemplo de lista con datos codificados.

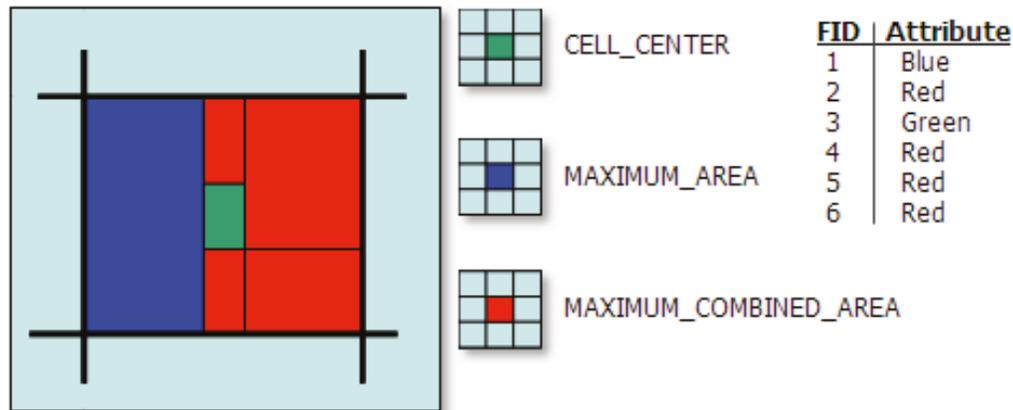
### Rasterización

Los datos codificados son transformados a un formato ráster, el cual cubre la totalidad del espacio abarcado por el marco base de los datos tratados. Este hecho tiene la ventaja fundamental de que bajo dicho formato, se pueden obtener valores inmediatos para cualquier punto del marco mencionado (De Meers, 2002).

El método más usado para la conversión de datos vectoriales y alfanuméricos a ráster, es el de asignación de valor de celda (pixel). El cual consiste en la construcción de un arreglo matricial definido de acuerdo al marco base de los datos; posteriormente, a cada celda de la matriz se le asigna un valor (dentro del conjunto de datos a transformar) mediante diferentes criterios de asignación (Figura 4) que pueden ser:

- Asignación por celda central: El polígono que se superpone con el centro de una celda en la matriz, produce el atributo que se le asignará a la celda.
- Asignación por área máxima: La única entidad con el área más grande dentro de la celda produce el atributo que se le asignará a la celda.
- Asignación por máxima área combinada: Si hay más de una entidad en una celda con el mismo valor, las áreas de estas entidades se combinarán. La entidad combinada (mediante sumatoria de áreas dentro

de la celda) con el área más grande dentro de la celda, determinará el valor que se le asignará a la celda.

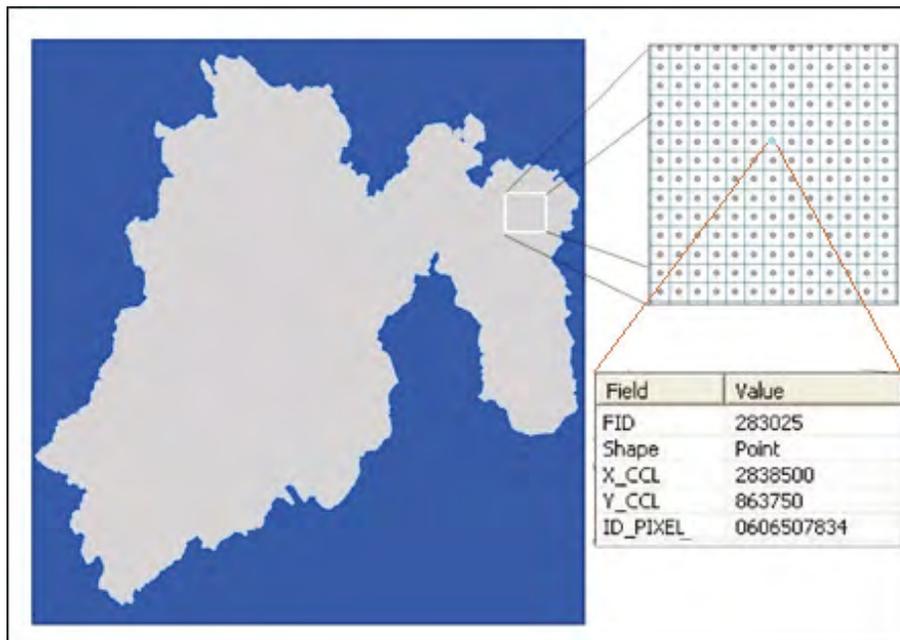


**Figura 4.** Esquema de criterios de asignación de valores a las celdas de la matriz o malla del archivo ráster.

#### *Extracción puntual de datos ligados a la malla MODIS*

La extracción de datos almacenados en formato ráster, consistió en registrar para cada pixel del marco nacional base MODIS (malla nacional MODIS) un valor codificado ligado cada archivo ráster temático. Dicha extracción, se hizo mediante una capa de puntos representativa de las celdas o pixeles de la malla nacional MODIS.

En esta capa cada punto se encuentra al centro de cada celda del marco mencionado y contiene la siguiente información: 1) coordenada en CCL de la esquina superior-izquierda del pixel, 2) Identificador del píxel de diez dígitos (ID\_PIXEL), (Figura 5).



**Figura 5.** Capa de puntos correspondientes a la malla MODIS.

*Generación de la base geoespacial multitemática para consultas satelitales*

Éste proceso particular busca convertir la información extraída en un conjunto de datos sistematizados y almacenados en un formato flexible y multiplataforma. El formato usado es el .csv (archivo separado por comas) que es un formato de base de datos que tiene entre sus características que puede ser soportado en cualquier sistema operativo, puede insertarse fácilmente en cualquier lenguaje de programación orientada a objetos, es multiplataforma, muy sencillo y no indica un juego concreto de caracteres, ni cómo van situados los bytes, ni el formato para el salto de línea (Repici, 2010).

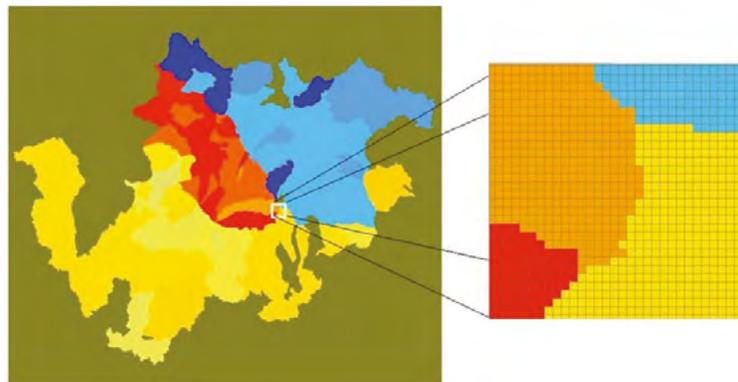
#### *Validación de la base geoespacial multitemática*

Para evaluar la consistencia de los datos de la base geoespacial multitemática, se compararon las superficies (por clase temática) obtenidas en esta base contra las superficies (también por clase temática) de las capas originales. Para considerar válido el producto, las superficies en ambas fuentes deberían ser similares (aunque no iguales). La evaluación mencionada, se ejecutó mediante el cálculo de un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) comparando las superficies del insumo original y el producto final. Para el producto final, se estimó el área de cada categoría de información temática agrupando los píxeles que pertenecían a una misma categoría, se realizó un conteo de los píxeles agrupados y la cantidad obtenida se multiplicó por 6.25 ha (cada píxel mide 250 x 250 m).

### **Resultados y discusión**

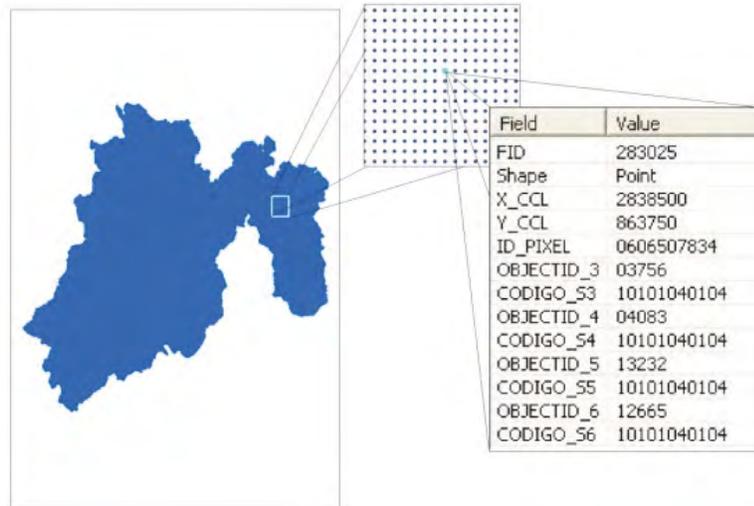
#### *Conversión de datos alfanuméricos y vectoriales a ráster*

El criterio de asignación de valor de celda, utilizado en este trabajo, fue el de asignación por máxima área combinada; ya que debido al tamaño de píxel base (250 m) y a las diferentes escalas integradas, los datos tienden a fragmentarse, encontrando muchos trozos de entidades que representan un mismo dato o valor codificado. Además, el criterio utilizado se orientó a cada objeto que representa el dato objetivo a rasterizar debido a que un objeto puede tener, en sus atributos, uno o más datos; de los cuales solo un dato (dato objetivo) se rasteriza. Dicho dato, se le pesa como primera prioridad para que el algoritmo tome preferencia en dicho dato sobre otros valores. Mediante la rasterización, bajo el método y criterio mencionado orientados de la manera señalada, se pretende que los datos, una vez almacenados en un archivo ráster, tengan correlación (linking) precisa con la malla MODIS (Figura 6), una vez efectuada esta sección de la línea de proceso, se requiere extraer cada dato ligado cada píxel de MODIS hallado en la malla nacional.



**Figura 6.** Ráster con información temática ajustada a la malla MODIS.  
*Extracción de datos del archivo ráster*

El proceso de consulta se llevó a cabo por partes, primero se realizaron extracciones parciales (una por cada capa ráster), donde cada registro conserva la información del píxel y el valor extraído de la capa consultada. Todas las consultas parciales se unieron en una base general tomando el identificador del píxel (ID\_PIXEL) como campo en común, el resultado de esta unión se muestra en la Figura 7.



**Figura 7.** Resultado final del proceso de extracción de la información temática contenida en las capas ráster.

*Consolidación de la base geoespacial multitemática para consultas satelitales*

Después de la extracción se obtiene una capa vectorial de puntos, la cual tiene una tabla de atributos que a su vez es insumo para generar la base geoespacial multitemática para consultar información satelital. Para dicho efecto, la tabla de atributos mencionada se extrae completamente y se convierte a formato de archivo separado por comas (.csv). Una vista del archivo generado se muestra en la Figura 8.

FID	X_CCL	Y_CCL	ID_PIXEL	OBJECTID_3	CODIGO_S3	OBJECTID_4	CODIGO_S4	OBJECTID_5	CODIGO_S5	OBJECTID_6	CODIGO_S6
0	4099750	260250	839912879	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999
1	880000	260250	839900000	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999	-9999	-9999999999
2	2679000	709750	668107196	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
3	2678750	709750	668107195	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
4	2678500	710000	668007194	25124	10102040103	22527	10102040103	8702	10102040103	8239	10102040103
5	2678750	710000	668007195	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
6	2679000	710000	668007196	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
7	2679250	710000	668007197	25123	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
8	2678500	710250	667907194	25124	10102040103	22527	10102040103	8702	10102040103	8239	10102040103
9	2679000	710250	667907196	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
10	2678250	710250	667907193	25124	10102040103	22527	10102040103	8702	10102040103	8239	10102040103
11	2678750	710250	667907195	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
12	2679250	710250	667907197	25123	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
13	2679500	710250	667907198	25123	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
14	2682000	710250	667907208	25124	10102040103	22529	10102040103	8703	10102040103	8241	10102040103
15	2681750	710250	667907207	25122	10102040103	22529	10102040103	8703	10102040103	8241	10102040103
16	2679750	710500	667807199	25123	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
17	2678250	710500	667807193	25124	10102040103	22527	10102040103	8707	21302030300	8239	10102040103
18	2678500	710500	667807194	25124	10102040103	22527	10102040103	8702	10102040103	8239	10102040103
19	2678750	710500	667807195	25124	10102040103	22527	10102040103	8702	10102040103	8239	10102040103
20	2679000	710500	667807196	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
21	2679250	710500	667807197	25124	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
22	2679500	710500	667807198	25123	10102040103	22530	10102040103	8706	21302030300	8242	10102040103
23	2681750	710500	667807207	25124	10102040103	22529	10102040103	8703	10102040103	8241	10102040103

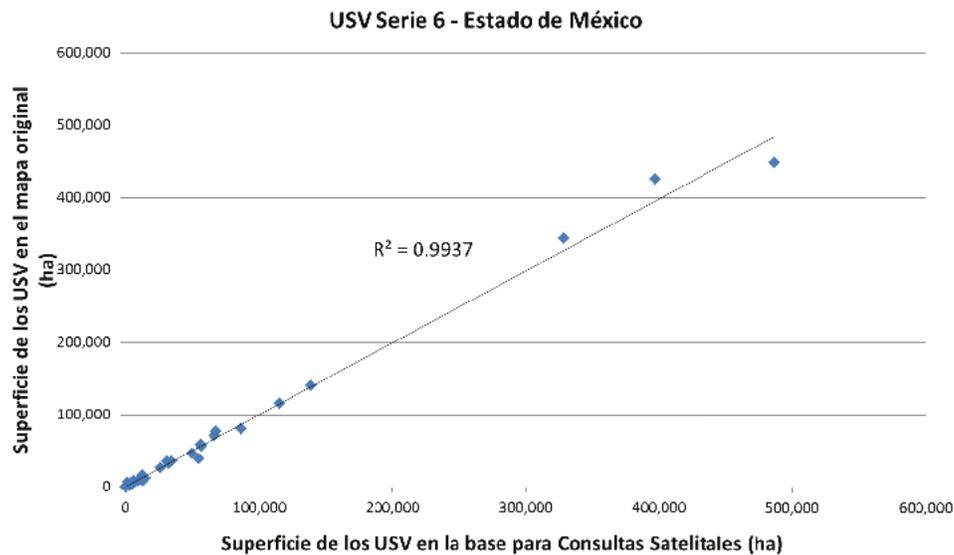
**Figura 8.** Base geoespacial de datos temáticos para consulta de información satelital (extracto).

*Validación de la base de datos obtenida*

Mediante la validación ejecutada se observó una variación de las áreas originales de cada categoría de información temática. Los coeficientes de determinación observados sugieren que dicha variación es muy poca (Cuadro 1). Además los gráficos de dispersión, en general, muestran una tendencia lineal de los datos; por lo cual, se reafirma lo observado en los coeficientes de determinación (Figura 9).

**Cuadro 1.** Coeficientes de determinación para cada capa temática integrada en la base geoespacial de consultas satelitales.

Datos	Coefficiente de Determinación ( $R^2$ )
Uso de Suelo y Vegetación (Serie 3)	0.9955
Uso de Suelo y Vegetación (Serie 4)	0.9948
Uso de Suelo y Vegetación (Serie 5)	0.9920
Uso de Suelo y Vegetación (Serie 6)	0.9937
Microcuencas PMC Nacional	0.9997



**Figura 9.** Gráfico de dispersión para uno de los conjuntos de información temática.

Las variaciones en los valores se pueden atribuir a dos factores principales: Efecto del rasterizado. La superficie de las categorías de la capa original se modifican en el proceso de rasterización, por lo que en la base para consultas satelitales algunas clases perderán y otras ganarán superficie.

Fragmentación de clases de USV. Las clases de la capa original más fragmentadas (muchos polígonos con poca superficie) tienen mayor probabilidad de desaparecer durante el proceso de rasterizado.

En términos generales, se observó congruencia entre la superficie de los insumos y el producto.



## **Conclusiones**

Mediante los procesos descritos es posible construir un marco geoespacial de integración de una base de datos geoespacial para análisis y consulta de información satelital, manteniendo una congruencia y consistencia permisible en la relación de dicha información y la información multitemática geoespacial.

El marco obtenido permite eliminar el efecto de especulación espacial-cartográfica, al ajustar todas las capas de información en un mismo marco base.

El ajuste realizado conlleva una alteración de la información original, sin embargo, dichas modificaciones son mínimas; lo cual hace consistente los datos contenidos en la base geoespacial multitemporal obtenida.

## **Bibliografía**

De Meers M. N. 2002. GIS Modeling in Raster. Willey & sons. Chichester, UK. 203 pp.

Repici D. J. 2010. The Comma Separated Value (CSV) Format. Creativyst software Documentation. USA. <http://creativyst.com/Doc/Articles/CSV/CSV01.htm> (Consulta: febrero 16, 2015).

## 1.41 Estimación de la fracción de la cubierta forestal con el uso de fotografía digital en bosques de referencia del Estado de México

Salas-Aguilar Víctor Manuel<sup>1</sup> y Paz-Pellat Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México.  
Autor para correspondencia: vsalasaguilar@gmail.com*

### Resumen

La estimación del dosel forestal necesita de una herramienta rápida, confiable y significativa para la descripción de las masas forestales. El objetivo de este trabajo fue estimar el índice de área foliar con el uso de fotografías digitales de cobertura y desarrollar un código de programación para automatizar el procedimiento. Se establecieron 73 parcelas de muestreo distribuidas en bosques de referencia dentro del Estado de México. En ellas se capturaron fotografías digitales para estimar las propiedades del dosel. Para automatizar el procesamiento de las imágenes, se desarrolló un código escrito en Python 2.7.8. Este programa permitió determinar la fracción de cobertura de la vegetación (ff), cobertura de copa (cc) y fracción de huecos dentro de la copa (fc). Con estas variables se estimó el índice de área foliar (IAF) y la porosidad de la copa para cada comunidad forestal. Los resultados mostraron al bosque de pino-encino ( $2.09 \pm 0.87$ ) y al bosque de coníferas ( $1.96 \pm 0.57$ ) con mayor IAF, el bosque encino-pino presentó mayor índice de porosidad (0.47). Finalmente, se observó que ff e IAF presentaron una relación exponencial ( $R^2$  0.91). Esto indica que posible estimar el IAF a partir de la fracción de cobertura de la vegetación. Se optimiza el tiempo de procesamiento de las imágenes al considerar solo una variable.

**Palabras clave:** fracción de cobertura de la vegetación, fracción de copas, fracción de huecos, porosidad, Python.

### Abstract

The estimation of forest canopy needs a fast, reliable and meaningful tool for describing forests. The aim of this study was to estimate the leaf area index using digital photographs of coverage and develop a programming code to automate the process. 73 sample plots distributed in reference forests within the State of Mexico were established. In these digital photographs to estimate the properties of canopy they were captured. To automate the processing of images, a code written in Python 2.7.8 was developed. This program allowed us to determine the fraction of vegetation cover (ff), canopy cover (cc) and void fraction inside the crown (fc). With these variables the leaf area index (IAF) and the porosity of the crown for each forest community was estimated. The results showed the pine-oak forest ( $2.09 \pm 0.87$ ) and coniferous forest ( $1.96 \pm 0.57$ ) with greater IAF, oak-pine forest presented the highest rate of porosity (0.47). Finally, we observed that ff and IAF presented an exponential relationship ( $R^2$  0.91). This indicates that the IAF can be estimated from the fraction of vegetation cover. Time image processing is optimized when considering only one variable.

**Key words:** fractions of foliage cover, crown cover, gap fractions, porosity, Python.

### Introducción

Las estimaciones de la cobertura del dosel medidas directamente en campo, es una variable que permite evaluar modelos forestales y calibrar índices de vegetación proporcionados de imágenes de

satélite de media y alta resolución espacial. El índice de área foliar (IAF), es un importante parámetro para caracterizar el dosel de un bosque (Chianucci y Cutini, 2013).

Las mediciones directas de IAF en bosques perenes son difíciles, porque su follaje no está condicionado a pérdidas anuales como lo podría ser un bosque caducifolio (Chen y Cihlar, 1995). Según Cutini *et al.*, (1998) catalogan a este método como impráctico debido a la dificultad y el tiempo consumido para estimar esta variable.

Las mediciones indirectas de IAF son frecuentemente realizadas por varios instrumentos ópticos comerciales, ejemplo LAI-2000 (Plant canopy analyzer; Lincon, NE, USA). Sin embargo, el costo de estos equipos y la complejidad de la arquitectura del dosel limitan la aplicación de estas mediciones en un estado natural (Macfarlane *et al.*, 2007).

Las fotografías digitales se han convertido en un método confiable y significativo para estimar la cobertura del dosel (Chianucci *et al.*, 2014). La fotografía digital hemisférica (FDH) es la técnica fotográfica con mayor uso para la descripción del dosel (Frazer *et al.*, 2001). La FDH mide la fracción de huecos en múltiples ángulos a zenit. Esto permite describir varias variables del dosel (IAF, transmitancia de la luz y compactación del follaje) con solo un campo de visión de 180° (Gower *et al.*, 1999).

La FDH tiene las desventajas, aparte de su costo, es que necesitan condiciones de iluminación específicas para obtener una fotografía de calidad y un software especializado para procesar las imágenes (Macfarlane, 2011). Las fotografías de cobertura digitales (FCD) se han propuesto como una alternativa para el análisis de la cubierta forestal, su bajo costo, mejor resolución y menores requerimientos de iluminancia, la han catapultado como la mejor opción de las estimaciones indirectas en el monitoreo de comunidades forestales (Pekin y Macfarlane, 2009).

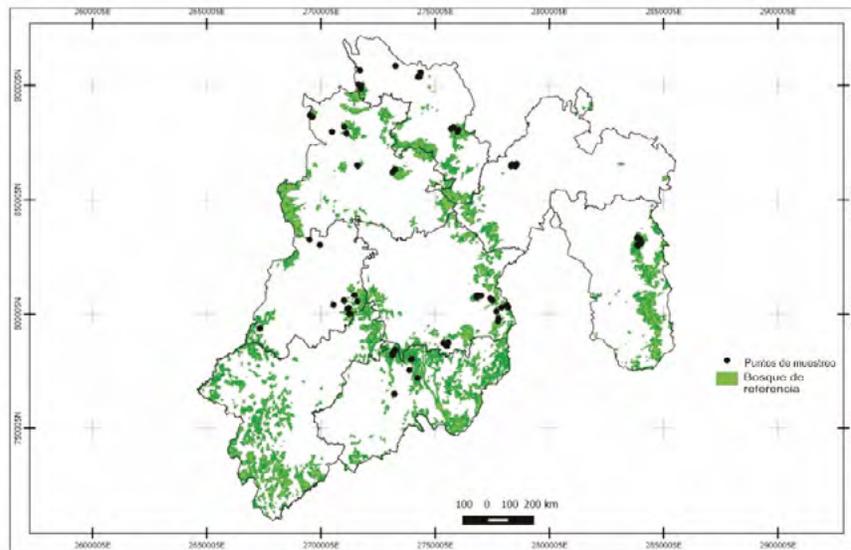
Macfarlane *et al.*, (2007) propusieron un método para estimar la IAF de las FCD. Realizaron una clasificación para separar huecos entre copas y dentro de las copas para estimar un índice de porosidad y a su vez el IAF. Aunque existen software comerciales que realizan esta clasificación. El proceso es lento y resulta impráctico cuando se pretenda analizar un conjunto de imágenes simultáneamente (Fuentes *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el índice de área foliar de bosque de referencia con el uso fotografías digitales. El trabajo describe la herramienta desarrollada para procesar las imágenes en lotes, mediante un método automatizado.

## **Materiales y métodos**

### **Zona de estudio**

El estudio se realizó en 73 parcelas de muestreo dentro del Estado de México (Figura 1). Las parcelas están ubicados en bosque de referencia, es decir, donde la comunidad vegetal presentara mínima perturbación antropogénica.

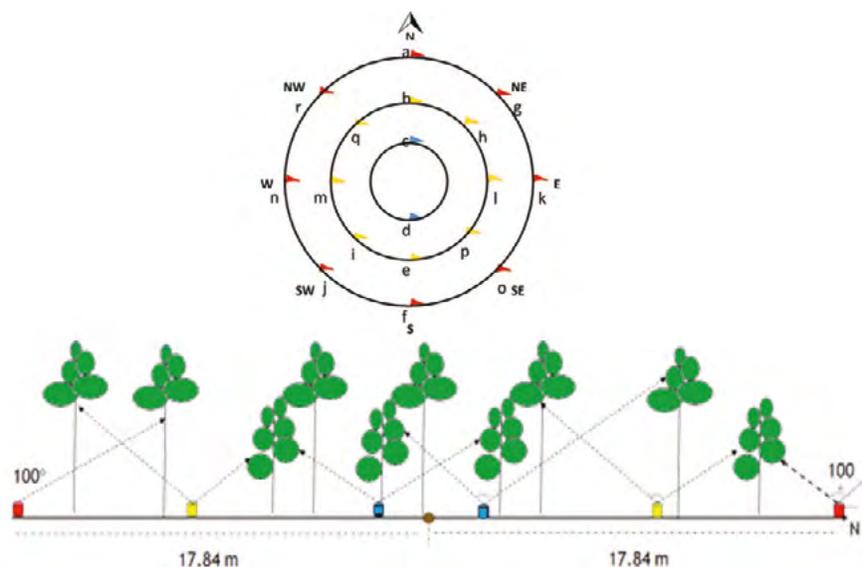


**Figura 1.** Ubicación de los puntos de muestreo dentro de bosques de referencia en el Estado de México.

### *Adquisición de las imágenes*

Las imágenes fueron colectadas con el uso de máxima resolución espacial (17915904 pixeles). Se utilizó la cámara Canon Eos Rebel T5. El lente de la cámara se ajustó a un ISO de 200, la apertura y la exposición se ajustaron en modo automático. Para la captura de la fotografía el lente fue nivelado hacia arriba. Las fotografías se tomaron a 1.5 m con respecto al suelo. El orden de las fotografías se capturaron en función a las manecillas de reloj.

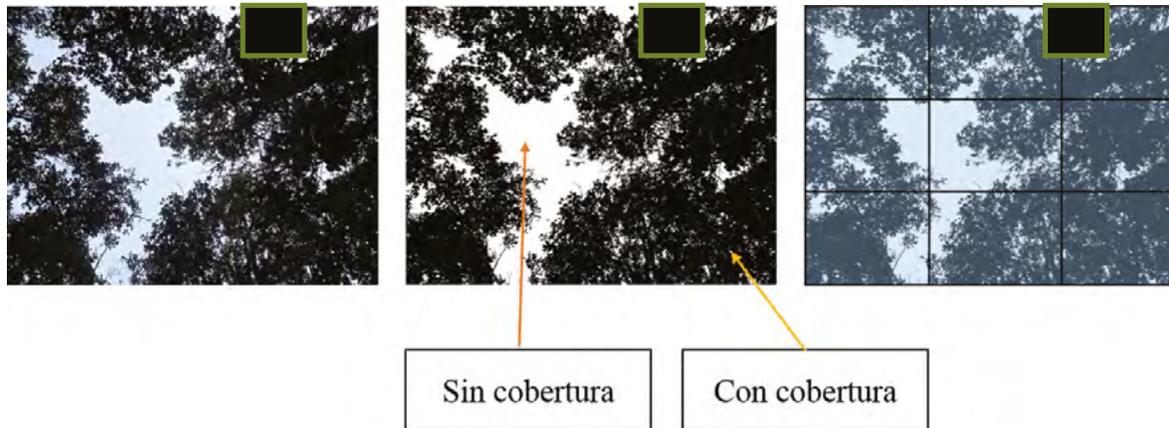
El sitio de muestreo corresponde a un área circular de 1000 m<sup>2</sup>. El sitio es dividido en dos anillos con un radio de distancia de tres y siete metros respectivamente. La Figura 2 muestra la distribución de las fotografías en el sitio. El número de fotografías varió con respecto a la altura promedio del dosel. Se tomaron 18 fotografías cuando la altura fue menor a 10 m, si la altura fue menor de 20 y mayor a 10 m se tomaron 14 fotografías. Cuando la altura fue superior a los 20 m se capturaron 8 fotografías.



**Figura 2.** Captura de la fotografía dentro del sitio de muestreo (altura del dosel 18 m).

### Procesamiento de las imágenes

Las imágenes fueron procesadas con el lenguaje de programación Python 2.7 apoyándose con la herramienta Orfeo Toolbox (OTB). Por su simplicidad se clasificaron en forma binaria. Cada imagen se dividió en 9 sub-imágenes (Fuentes *et al.*, 2008) como se muestra en la Figura 3. De las sub-imágenes, el programa cuenta el número de píxeles que correspondientes a cielo abierto (C) y cobertura del follaje (F). Los huecos entre las copas de los árboles se consideran cuando la relación (C/F) es más grande a 0.75, valor umbral especificado por el usuario, por el contrario si el valor es menor a 0.75 los píxeles de cielo abierto se clasifican como huecos dentro de las copas.



**Figura 3.** Procesamiento de las imágenes: a) imagen de cobertura real; b) imagen convertida a formato binario; c) imagen dividida en nueve sub-imágenes.

Según Chianucci *et al.*, (2014) la fortaleza de la fotografía de cobertura es que captura a detalle los huecos del dosel en forma vertical. Esto permite discriminar los huecos dentro de la copa  $gl$  de los huecos totales  $gt$  presentes en la imagen. La cobertura de la copa  $fc$  definida como la proporción del suelo forestal cubierta por la proyección vertical de las copas de los árboles y la cobertura del follaje  $ff$  son calculadas de acuerdo a las ecuaciones 1 y 2 (Macfarlane *et al.*, 2007).

$$fc = 1 - \frac{gl}{tp} \quad (1)$$

$$ff = 1 - \frac{gt}{tp} \quad (2)$$

donde,  $tp$  es el número total de píxeles por imagen.

El IAF es calculado basado en la ley modificada de Beer-Lambert, el cual necesita coeficiente de porosidad  $\emptyset$ , proporción de huecos dentro de la copa (fórmulas 3 y 4).

$$\emptyset = 1 - \frac{ff}{fc} \quad (3)$$

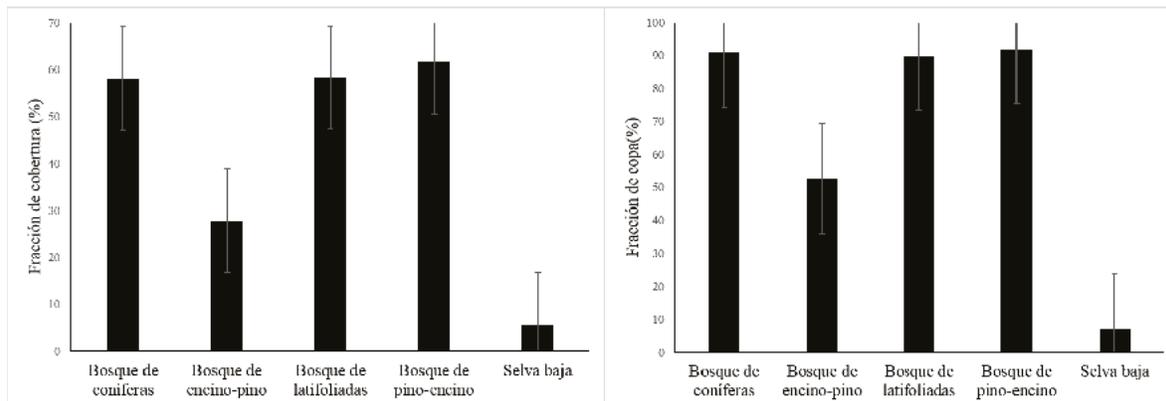
$$LAI = -fc \frac{\ln(\emptyset)}{k} \quad (4)$$

donde,  $k$  es el coeficiente de extinción Zenital.

Para no fijar  $k$  a un valor específico (e.g. 0.5), dicho valor se obtuvo del meta-análisis en ecosistemas terrestres propuesto por Zhang *et al.*, (2014) y fue asignado a la comunidad vegetal presente en los sitios de muestreo del Estado de México

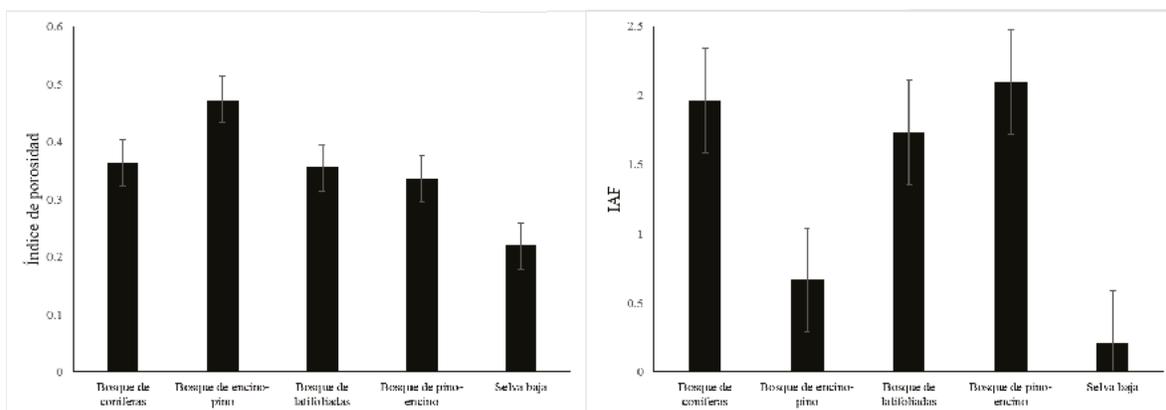
## Resultados y discusión

Las comunidades vegetales con mayor fracción de cobertura fueron bosque de pino-encino, bosque de coníferas y latifoliadas, con 60%, 58% y 57% respectivamente. En lo que respecta a la fracción de copa, el bosque de coníferas, bosque de pino-encino y bosque de latifoliadas, correspondió a 90%, 89% y 87%. Debido a la temporada del año, en la cual se levantó el muestreo, el porcentaje de fracción de cobertura y fracción de copa, en las comunidades de bosque de encino-pino y selva fueron menores al 50% (Figura 4).



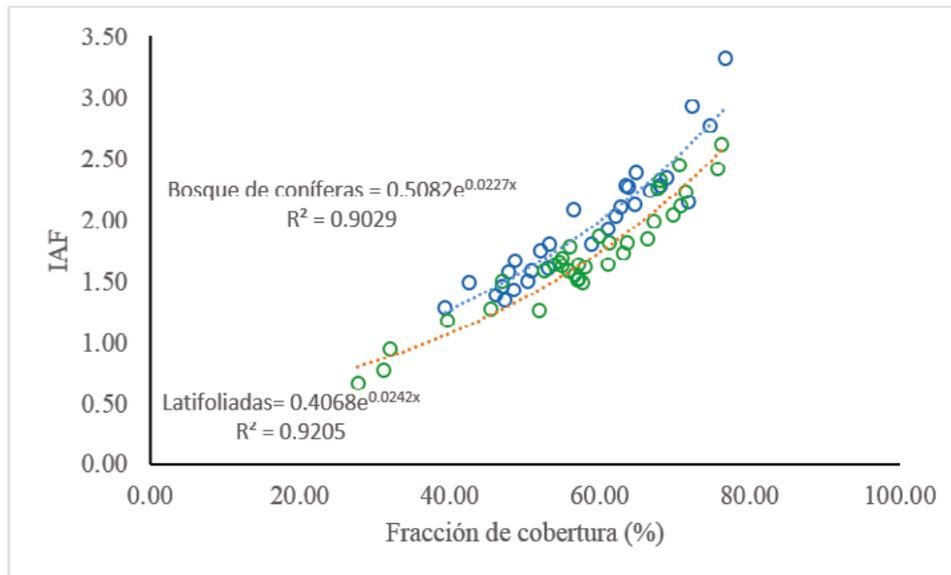
**Figura 4.** Relación de las comunidades vegetales y la fracción de cobertura (a) y fracción de copa (b).

Pekin y Macfarlane (2009) afirmaron que entre menos compacta sea la cobertura forestal de un sitio, el índice de porosidad será mayor. El mayor índice lo reportó la comunidad de bosque de encino-pino (0.47), seguido del bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, bosque de pino encino y selva, con 0.37, 0.36, 0.34 y 0.31, respectivamente. En lo que respecta al índice de área foliar (IAF), la comunidad de bosque de pino-encino obtuvo un IAF de 2.09, seguido del bosque de coníferas con 1.96. Como se mencionó anteriormente, la época del muestreo afectó a la comunidad de selva al obtener un valor de 0.3 (Figura 5).



**Figura 5.** Relación del índice de porosidad (a) e índice de área foliar (b) con las comunidades vegetales.

Macfarlane *et al.*, (2007) afirmaron que el IAF y la fracción de cobertura forestal tienden a una relación lineal positiva. En este trabajo se relacionaron ambas variables y el modelo que mejor se ajustó fue un exponencial con un parámetro. La Figura 6 presenta la tendencia para dos comunidades vegetales, en general el ajuste fue satisfactorio ( $R^2 > 0.90$ ) y se comprobó que es viable estimar IAF con solo una variable.



**Figura 6.** Relación del índice de área foliar (IAF) y la fracción de cobertura (%), estimada de la fotografía digital, para dos comunidades vegetales en el Estado de México.

Finalmente se comparó el tiempo de proceso de 50 fotografías de cobertura con respecto al trabajo de Fuentes *et al.*, (2008). Para procesar esta cantidad de fotografías, el código de estos autores tarda 10 minutos, por su parte el código empleado en este trabajo procesa la misma cantidad de fotografías en la mitad de tiempo.

## Conclusiones

El uso de fotografías digitales permite la estimación de distintas variables de la cobertura forestal, en diferentes comunidades vegetales. Se demostró que es posible estimar la IAF con el uso de esta técnica.

Además se comprobó que la IAF se encuentra en función de la fracción de la cobertura forestal.

El uso de un código de programación en Python permitió automatizar el procesamiento de las imágenes y mostró ser más eficiente en comparación a otros programas que emplearon la misma metodología.

## Bibliografía

- Chen J. M., J. Cihlar. 1995. Plant canopy gap-size analysis theory for improving optical measurements of leaf area index. *Applied Optics* 34:6211-6222.
- Chianucci F., A. Cutini. 2013. Estimation of canopy properties in deciduous forests with digital hemispherical and cover photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 168:130-139.
- Chianucci F., A. Cutini, P. Corona, N. Puletti. 2014. Estimation of leaf area index in understory deciduous trees using digital photography. *Agricultural and Forest meteorology* 198:259-264.

- Cutini A., G. Matteucci, G. S Mugnozza. 1998. Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 105:55-65.
- Frazer G. W., R. A Fournier, J. A Trofymow, R. J Hall. 2001. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology* 109:249-263.
- Fuentes S., A. R. Palmer, D. Taylor, M. Zeppel, R. Whitley, D. Eamus. 2008. An automated procedure for estimating the leaf area index (LAI) of woodland ecosystems using digital imagery, MATLAB programming and its application to an examination of the relationship between remotely sensed and field measurements of LAI. *Functional Plant Biology* 35:1070–1079.
- Gower S. T., C. J. Kucharik, J. M. Norman. 1999. Direct and Indirect Estimation of Leaf Area Index, fapar and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 70:29-51.
- Macfarlane C. 2011. Classification method of mixed pixels does not affect canopy metrics from digital images of forest overstorey. *Agricultural and Forest Meteorology* 154:833-840.
- Macfarlane C., M. Hoffman, D. Eamus, N. Kerp, S. Higginson, R. McMurtrie, M. Adams. 2007. Estimation of leaf area index in eucalypt forest using digital photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 143:176-188.
- Pekin B., C. Macfarlane. 2009. Measurement of Crown cover and leaf area index using digital cover photography and its application to remote sensing. *Remote sensing* 1:1298-1320.
- Zhang L., H. Zhongmin, J. Fan, D. Zhou, F. Tang. 2014. A meta-analysis of the canopy light extinction coefficient in terrestrial ecosystems. *Frontier of Earth Science* 8(4).



## 1.42 Interpretación estructural y química de espacios meta-paramétricos asociados a la síntesis estructural-temporal de la habilitación de tepetates con plantas y enmiendas

Velázquez Alma S.<sup>1</sup>; Paz Fernando<sup>2</sup>; Flores David<sup>3</sup>; Etchevers Jorge<sup>4</sup> e Hidalgo Claudia<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México. Autor para correspondencia: almaver@uaemex.mx

<sup>2</sup>GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

<sup>3</sup>Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F., México.

<sup>4</sup>Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

### Resumen

La síntesis de los patrones estructurales y temporales asociados a la habilitación de tepetates con plantas y enmiendas se realizó previamente por los autores, mediante el uso de un esquema de modelación de la distribución de masa y carbono orgánico por tamaños de las unidades estructurales (fragmentos y agregados) durante la formación de suelo a partir de tepetates habilitados en macetas. En este trabajo se realiza una interpretación estructural y química de los espacios meta-paramétricos que se desarrollaron, para poder entender la síntesis que se realizó. Los análisis muestran una congruencia del modelo con las caracterizaciones estructurales y químicas realizadas, aunque se presentan paradojas aparentes donde no se muestran diferencias en la síntesis en estos espacios cuando en los análisis estadísticos clásicos existen diferencias significativas. Esta situación es reinterpretada a la luz de visiones holísticas asociadas a la modelación utilizada.

**Palabras clave:** suelos endurecidos, equivalencia ambiental, componentes de la materia orgánica, COS, distribución de masas y carbono, jerarquía de unidades estructurales, cementantes.

### Abstract

The synthesis of the structural and temporal patterns associated with enabling tepetates with plants and amendments made previously by the authors, using a diagram modeling the distribution of organic carbon mass and size of the structural units (fragments and aggregates) during formation of soil from tepetates enabled in pots. In this paper, a chemical and structural interpretation of the meta-parametric spaces that were developed in order to understand the synthesis was performed is performed. Analyses show congruence model with structural and chemical characterizations, although apparent paradox where no differences in the synthesis shown in these spaces when classical statistical analysis presented significant differences. This situation is reinterpreted in the light of holistic visions associated with the modeling used.

**Key words:** hardened soils, environmental equivalency, components of organic matter, COS, distribution mass and carbon, structural units hierarchy, cementing.

### Introducción

En México, la distribución de los tepetates, capas endurecidas de origen volcánico, es muy amplia; se calcula que pueden encontrarse en la tercera parte del territorio (Zebrowski, 1992). Desde un punto de vista agrícola, pecuario y forestal, la presencia del tepetate representa un impedimento para la

emergencia de las plántulas, el crecimiento radical, el movimiento del agua hacia horizontes inferiores y el intercambio gaseoso, lo que se asocia con su estructura masiva, que le confiere una resistencia a compresión simple superior a  $15 \text{ kg}^+ \text{ cm}^2^-$ , porosidad menor al 30% y dominio de microporos, además de un contenido de materia orgánica inferior al 0.5% y niveles de nitrógeno total y fósforo extremadamente pobres (Báez *et al.*, 2002). A causa de la dureza y carencia de materia orgánica del tepetate, su manejo requiere de equipo de roturación y un constante suministro de fertilizante, lo que incrementa los costos de manejo y propicia el abandono de las zonas en las que aflora (Flores *et al.*, 1996; Quantin *et al.*, 1992).

La roturación del tepetate da como resultado fragmentos que facilitan el establecimiento de las plantas, pero susceptibles de recompactarse o erosionarse, a causa de las fuerzas de impacto y rompimiento de las gotas de lluvia y de aquellas involucradas con el laboreo (Quantin *et al.*, 1992), además de que las partículas y pequeños fragmentos resultantes la desintegración, obstruyen los espacios libres, lo que repercute negativamente en la porosidad efectiva (Lauffer *et al.*, 1997).

La materia orgánica, tanto total, como en sus diferentes fracciones (polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos), desempeña una función importante en la formación de agregados, ya que aporta compuestos que sirven de enlace con la fracción mineral, para formar complejos organominerales resistentes a las fuerzas de impacto y rompimiento (Perfect y Kay, 1990). En tepetate fragmentado, de acuerdo con Acevedo *et al.* (2001), Báez *et al.* (2013), Ferrera *et al.* (1997) y Velázquez *et al.* (2001), las enmiendas orgánicas y los productos de rizodepositación, aportan compuestos susceptibles de actuar como enlace entre la fracción mineral, lo que permite la formación de agregados estables, cuya resistencia estructural se incrementa con el aporte frecuente de enmiendas y al aumentar el tiempo de permanencia de las plantas sobre el tepetate.

De acuerdo con Velázquez *et al.* (2015), la formación de suelo a partir de tepetates se asocia con una jerarquía de agrupación de unidades estructurales y agentes cementantes, para dar lugar a la formación de agregados de diferente tamaño y estabilidad, por lo que a partir del análisis de la acción de los diferentes componentes de la materia orgánica, proponen un modelo matemático que permite definir los patrones de formación de macroagregados y microagregados asociados a la formación de suelo a partir de tepetates. Los autores proponen el uso de un modelo de distribución de masas por tamaños de fracciones de los agregados, bajo el concepto de equivalencia ambiental, lo que permitió analizar los efectos de diversos tratamientos experimentales en una jerarquía que va del número de repeticiones al número de observaciones en el tiempo, sobre la formación del suelo.

Con base en lo anterior, en el presente documento se realiza una interpretación estructural y química de los espacios meta-paramétricos que se obtuvieron de la síntesis de los patrones estructurales y temporales, asociados a la habilitación de tepetates con plantas y enmiendas, durante la formación de suelo, a partir de un experimento en macetas.

## Materiales y métodos

Los datos para el análisis se obtuvieron de un experimento en invernadero, con tepetate del municipio de Tetela del Volcán, Morelos, México ( $18^{\circ}51'34.3''$  Norte y  $98^{\circ}44'16.6''$  Oeste; 2127 m s.n.m.). Las características iniciales del tepetate fueron: color pardo amarillento en seco (10YR6/4) y pardo amarillento oscuro en húmedo (10YR4/4), densidad real de  $2.3 \text{ Mg m}^{-3}$ , densidad aparente de  $1.7 \text{ Mg m}^{-3}$ , dureza de  $24 \text{ kg cm}^{-2}$ , textura franca (50, 27 y 23% de arena, limo y arcilla, respectivamente), pH fue neutro (7.1), contenido de materia orgánica muy bajo (0.3%), capacidad de intercambio catiónico media ( $22.7 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ ), contenido de bases intercambiables alto ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ , 11.5, 7.2, 1.3 y  $1.0 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ , respectivamente) y saturación de bases alta (92.5%). El contenido de carbono ( $2 \text{ g kg}^{-1}$ ), polisacáridos ( $4 \text{ g kg}^{-1}$  del C total), ácidos húmicos y ácidos fúlvicos ( $30$  y  $50 \text{ g kg}^{-1}$  de la fracción húmica) fue muy bajo. Las plantas utilizadas fueron higuera, *Ficus*

carica L. y pasto Rhodes, *Chloris gayana* Kunt. Como enmienda orgánica se usó estiércol de bovino y, como inorgánica, sulfato de amonio, superfosfato de calcio simple y cloruro de potasio.

El tepetate se rompió con martillo y los fragmentos <20 mm de diámetro se colocaron en macetas sin perforaciones, en cantidades de 5 kg. El estiércol se aplicó como dosis única de 72 Mg ha<sup>-1</sup>. La fertilización inorgánica fue anual; en los tratamientos sin planta y con higuera se aplicó la fórmula 80-80-20 y, en los tratamientos con pasto 250-200-00. El análisis de variables de respuesta se realizó cada 12 meses, por dos años, a partir de muestras de tepetate de cada maceta. En el Cuadro 1 se presenta una descripción detallada de los tratamientos.

**Cuadro 1.** Descripción de los tratamientos aplicados al tepetate fragmentado.

No.	Descripción	Planta	Estiércol (t/ha)	Fertilizante (kg/ha)	Clave
1	Testigo Absoluto	No	0	0	TAb
2	Testigo con Estiércol	No	72	0	TE
3	Testigo con Fertilizante	No	0	80-80-20	TF
4	Testigo Estiércol y Fertilizante	No	72	80-80-20	TEF
5	Higuera	Higuera	0	0	H
6	Higuera con Estiércol	Higuera	72	0	HE
7	Higuera con Fertilizante	Higuera	0	80-80-20	HF
8	Higuera Estiércol y Fertilizante	Higuera	72	80-80-20	HEF
9	Pasto	Pasto	0	0	P
10	Pasto con Estiércol	Pasto	72	0	PE
11	Pasto con Fertilizante	Pasto	0	250-200-00	PF
12	Pasto Estiércol y Fertilizante	Pasto	72	250-200-00	PEF

El carbono orgánico se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio; los polisacáridos totales por la técnica del ácido-fenol-sulfúrico; la fracción húmica total se evaluó mediante el método de espectroscopía visible-UV de los ácidos húmicos. Los ácidos fúlvicos se separaron por precipitación de los húmicos con ácido sulfúrico 1:1 v/v. El contenido de ácidos húmicos se determinó como un paso posterior a la separación de los fúlvicos. En ambos casos el carbono se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio. Todo lo anterior se hizo con base en Nelson y Sommers (1996). La agregación en seco se evaluó por la técnica de Yoder y la estabilidad en húmedo de los agregados por la de Klute (Kemper y Rosenau, 1998).

### Fundamento teórico

El desarrollo del modelo de distribución de masas por tamaños de fracciones de los agregados, bajo el concepto de equivalencia ambiental, permite analizar los efectos de diversos tratamientos experimentales en una jerarquía que va del número de repeticiones al número de observaciones en el tiempo, sobre la formación del suelo (Velázquez *et al.*, 2015). Dado que la estabilidad de los agregados bajo diferentes enmiendas, o ingresos de materia orgánica, generalmente se analiza mediante el uso de índices (Marquez *et al.*, 2004), los autores basan la exploración de la evolución temporal de la estabilidad de los agregados con diferentes tipos de ingresos en un modelo que está en función de los efectos temporales y de los agentes cementantes, con un enfoque holístico, en el que el tiempo se define en forma implícita. El modelo propuesto por Paz *et al.* (2013) y Velázquez *et al.* (2013) consiste en la distribución de la masa de las fracciones (tamaños) de los agregados, definida en la ecuación 1.

$$A_f = A \left( \frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (1)$$

donde,  $A_f$  es la masa (en porcentaje) que se asocia a la fracción  $f$  de agregados y se define por el tamaño ( $T_f$ ).

Cuando se asocia el modelo al concepto de equivalencia ambiental (ver detalles en Velázquez *et al.*, 2015), se obtiene que es posible hacer equivalentes, en términos de la distribución de la masa de los agregados en los suelos y la distribución del carbono en estas masas, diferentes usos del suelo y prácticas asociadas a un uso de suelo determinado o manejo. El usar valores de  $A_f$  en porcentaje, permite recenrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo. De acuerdo con el modelo propuesto, en términos generales, cualquiera que sea el umbral de separación entre microagregados y macroagregados, un incremento en la pendiente implica una mayor cantidad de masa (y carbono orgánico) en los macroagregados, con respecto a los microagregados.

## Resultados

La parametrización del modelo de la evolución en el tiempo  $BT$  (pendientes positivas) en función del carbono orgánico (CO), ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y polisacáridos (PS), para los tres tiempos de observación (0, 12 y 24 meses), se realizó con un análisis estadístico multivariado, que dio como resultado una  $R^2 = 0.928$  y un error estándar = 0.02285 (ecuación 2).

$$BT = 0.285 + 0.0418CO - 1.001AH + 0.664AF - 0.399PS - 0.01036CO^2 + 0.163COxAH - 0.07586COxAF + 0.05945COxPS + 0.433AHxAF - 0.548AFxPS + 0.309PS^2 \quad (2)$$

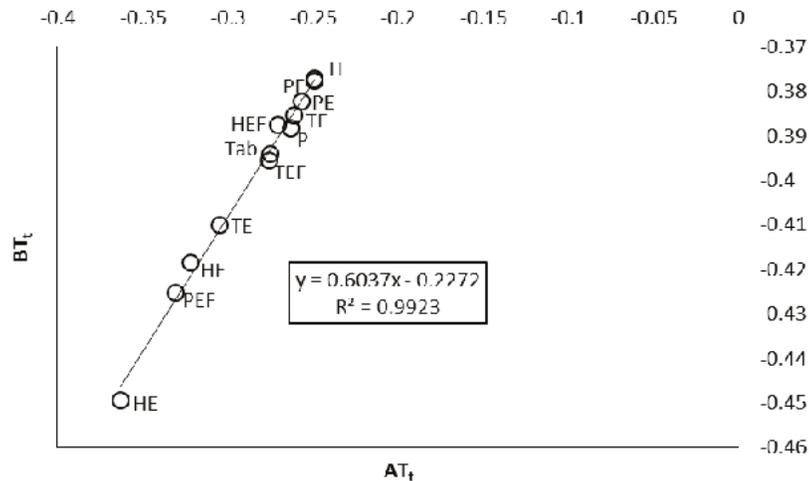
En el esquema de jerarquías generalizado, la pendiente  $BT_t$  (tres tiempos, pendientes negativas), se parametrizó con los datos de CO, AH, AF y PS de la última fecha (24 meses) de medición con una  $R^2 = 0.902$  y un error estándar = 0.01631 como resultado, la ecuación 3.

$$BT_t = -0.437 - 0.241AH + 0.145AF + 0.207PS - 0.352AHxAF + 2.013AHxPS - 0.899AFxPS - 0.215COxAH - 0.0536COxPS + 0.146COxAF \quad (3)$$

Del análisis anterior se desprende el Cuadro 2, que muestra los valores de los parámetros del modelo y variables asociadas. A partir de estos datos se obtiene la relación de la Figura 1, en donde  $BT_t$  corresponde a un índice de estabilidad y  $AT_t$  es un parámetro que posiciona a éste índice en relación a un punto común de intersección, por lo que entre mayor es el valor del índice, la estabilidad de las unidades se incrementa y, por lo tanto, mayor es la eficacia del tratamiento aplicado al tepetate roturado.

**Cuadro 2.** Variables y parámetros de la distribución de masas de los agregados.

Tratamiento	CO	AH	AF	PS	AA	BB
	(g kg <sup>-1</sup> )					
H	3.25	0.075	0.33	0.5775	-0.2492	-0.3777
HE	7.05	0.3	0.87	1.109	-0.3629	-0.4494
HEF	3.25	0.54	1.18	0.975	-0.2708	-0.3877
HF	1.55	0.11	0.62	0.5865	-0.3217	-0.4186
P	2.65	0.05	0.285	0.6105	-0.2627	-0.3882
PE	5.9	0.45	0.91	1.071	-0.2569	-0.3823
PEF	5.7	0.385	0.845	1.164	-0.3308	-0.4252
PF	1.5	0.135	0.44	0.796	-0.2488	-0.3771
Tab	1.3	0.035	0.215	0.404	-0.2748	-0.3942
TE	5.2	0.345	0.57	0.5275	-0.3044	-0.41
TEF	3.75	0.52	1.22	0.5535	-0.2754	-0.3955
TF	2.65	0.015	0.16	0.4415	-0.2612	-0.3853



**Figura 1.** Evolución de la estabilidad estructural de las unidades de tepetate bajo el efecto del cultivo de plantas y la adición de enmiendas, durante un periodo de dos años.

De acuerdo con los resultados que arroja el modelo que se introdujo para el análisis, la estabilidad aumenta con respecto al tiempo y es mayor en los tratamientos con plantas, lo cual resulta congruente con los análisis de laboratorio. Sin embargo, se presentan algunas diferencias importantes en cuanto los análisis estadísticos clásicos, que señalan la existen diferencias significativas entre tratamientos que, claramente el modelo muestra que no existen.

Estudios realizados en México, en condiciones de invernadero, con tepetate fracturado (Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001), mostraron que tanto la aplicación de enmiendas orgánicas, como las especies vegetales, influyen significativamente en la modificación de la estructura, especialmente porque liberan a la rizósfera, compuestos químicos capaces de formar complejos con la fracción mineral. Adicionalmente, las plantas ejercen un efecto mecánico de unión de partículas a través del entramado radical. Esto es coherente con lo que se muestra en la Figura 1, ya que existe un aumento de estabilidad con respecto al tiempo, especialmente bajo la acción de las plantas. Sin embargo, en la misma Figura se observa que la aplicación de estiércol, en realidad no es determinante en la estabilidad de la estructura, a diferencia de lo que señalan los autores citados.

Es importante señalar que la estabilidad es una característica que está ligada a la transitoriedad de los complejos organominerales, de tal manera que los compuestos más recalcitrantes serán los que tengan un efecto más largo sobre la estabilidad estructural, mientras que los lábiles mantendrán la agregación a corto plazo. Este hecho sobresale cuando se estudian los espacios metaparamétricos, ya que el análisis permite incluir tanto a fragmentos consolidados, como a los agregados, lo que no se puede hacer mediante los análisis estadísticos clásicos. De acuerdo con  $BT_t$ , los tratamientos con dominio de unidades consolidadas de origen, fragmentos (como los diferentes testigos), así como aquellos en los que el crecimiento radical es mayor en menor tiempo y por tanto tienen un mayor efecto mecánico y bioquímico sobre el sustrato (tratamientos con plantas y fertilizante), poseen una mayor estabilidad estructural que aquellos acondicionados con enmiendas, en los que la formación de agregados depende en mayor grado de transformación y resíntesis de la materia orgánica.

## Conclusiones

El estudio de los espacios metaparamétricos representa un enorme avance en la formación de suelo a partir de tepetates fracturados, ya que elimina una de las problemáticas mayores para estudiar la estructuración, que es la diferenciación entre las diferentes unidades estructurales presentes, es decir,

fragmentos y agregados de diferentes tamaños y, permite evaluar el verdadero efecto de los tipos de compuestos orgánicos, disminuyendo los artefactos metodológicos que se crean al momento de fracturar el tepetate e interpretar los cambios en las diferentes fracciones. El modelo es congruente con las caracterizaciones estructurales y químicas experimentales y permite reinterpretar las aparentes paradojas estadísticas entre tratamientos, bajo una visión holística.

## Bibliografía

- Acevedo O., A. Velázquez, D. Flores. 2001. Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados bajo condiciones de invernadero. *Terra* 19:363-373.
- Báez A., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, C. Prat, Ch. Ordaz, E. Núñez. 2002. C Orgánico y P Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36:643-653.
- Báez A., F. Paz, J. Etchevers, C. Hidalgo. 2013. Formación de agregados en cronosecuencias de tepetates. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 157-163.*
- Ferrera C. R., A. Ortiz, J. Delgadillo, S. Santamaria. 1997. Uso de la materia orgánica en la recuperación de tepetates y su influencia en los microorganismos. *En: Zebrowski, C., P. Quantin, G. Trujillo (eds). Suelos Volcánicos Endurecidos. Quito, Ecuador. pp. 225-237.*
- Flores R. D., J. R. Alcalá, A. González, J. E. Gama. 1996. Duripans in subtropical and temperate subhumid climate of the trans-Mexico volcanic belt. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 13:228-239.
- Kemper W. D., Rosenau R. C. 1998. Aggregate stability. *In: Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. A Klute. Madison, Wisconsin, USA. 1188 pp.*
- Lauffer M., Y. Leroux, C. Prat, J. L. Janeau. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados. *En: Zebrowski, C., Quantin P., G. Trujillo (eds). Suelos volcánicos endurecidos. Quito, Ecuador. pp. 443-456.*
- Marquez C. O., V. J. Garcia, C. A. Cambardella, R. C. Schultz, T. A. Isenhardt. 2004. Aggregate-size stability distribution and soil stability. *Soil Science Society of America Journal* 68:725-735.
- Nelson D. W., L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. D L Sparks. Madison, Wisconsin, USA. 1390 pp.*
- Paz F., C. Hidalgo, J. Etchevers, M. Fuentes. 2013. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 92-99.*
- Perfect E., B. D. Kay. 1990. Relations between aggregate stability and organic components for a silt loam soil. *Canadian Journal of Soil Science* 70:731-735.
- Quantin P., C. Zebrowski, C. Hidalgo. 1992. El material original de los tepetates  $t_2$  y  $t_3$  de la región de Texcoco (México): loess o cineritas?. *Terra* 10:178-182.
- Velázquez A., D. Flores, O. Acevedo. 2001. Formación de agregados en tepetate por influencia de especies vegetales. *Agrociencia* 35:311-320.
- Velázquez A., F. Paz, C. Hidalgo, J. Etchevers. 2013. Síntesis de los patrones asociados a la formación de agregados de suelos a partir de tepetates. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 137-145.*
- Velázquez A., F. Paz, D. Flores, J. Etchevers, C. Hidalgo. 2015. Hacia la modelación temporal de la descomposición de los cementantes orgánicos e inorgánicos en la formación de unidades estructurales y carbono orgánico asociado, en suelos a partir de tepetates. En estas mismas memorias.
- Zebrowski C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10:15-23.



## 1.43 Herramientas modernas que facilitan la identificación botánica

Sánchez-Sánchez Cristóbal D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Chiconauhtla No. 8, Col. Lomas de Cristo, Texcoco de Mora, Estado de México.  
Autor para correspondencia: [crisdansanchez@gmail.com](mailto:crisdansanchez@gmail.com)

### Resumen

Los métodos taxonómicos convencionales para identificar especies vegetales consisten en el uso de claves dicotómicas, monografías, floras y herbarios. Estas herramientas han sido recopiladas y reeditadas bajo diferentes formatos gracias a las nuevas tecnologías. Los proyectos de digitalización de ejemplares de herbario e información de la flora mundial han tenido un gran auge en la última década y el acceso abierto a esta información ha impulsado la creación de nuevas herramientas que facilitan la identificación botánica. Asimismo, las redes sociales y aplicaciones móviles han vinculado a expertos y aficionados en torno a la identificación taxonómica, al igual que ha sucedido con otros grupos biológicos. Estos instrumentos pueden ser de gran ayuda en investigaciones ecológicas, forestales y de captura de carbono en sistemas terrestres, donde las especies vegetales tienen un papel fundamental.

**Palabras clave:** flora digital, ciber-taxonomía, redes sociales, aplicaciones móviles.

### Abstract

Taxonomic conventional methods for plant identification consist in the use of dichotomous keys, monographs, floras and herbariums. These tools have been summarized and reedited in several formats with the new technologies. Digitalization of herbarium samples and worldwide flora projects have had a rise in the last decade, and open access to this information has driven the creation of new tools that facilitate taxonomic identification. Likewise, social media and mobile applications have linked experts and amateurs around plant identification as occurred with other biological groups. These instruments can be very helpful in ecologic, forest and carbon capture in terrestrial ecosystems investigations, where plant species have a key role.

**Key words:** digital flora, cyber taxonomy, social networks, mobile applications.

### Introducción

La identificación taxonómica en cualquier grupo biológico requiere de un amplio conocimiento de su anatomía, morfología y fisiología. Sin embargo cada vez es menor el número de taxónomos especialistas que pueden atender las necesidades de inventariar y clasificar la biodiversidad mexicana (Villaseñor, 2015).

Los aficionados han contribuido históricamente al conocimiento de la biodiversidad, sin embargo nunca antes habían existido tantas posibilidades de contacto e interacción con los especialistas (Cigliano *et al.*, 2014). Las plataformas existentes en internet y telefonía móvil han facilitado este acercamiento y el resultado ha sido la conformación de megaproyectos de observación y monitoreo de la biodiversidad que si bien aún carecen de la precisión y el rigor de las colecciones biológicas clásicas, son un nuevo campo de acción en la labor de conocimiento, rescate y aprovechamiento del capital natural.

El internet ha mejorado la divulgación de la información y la comunicación entre personas, asimismo la colaboración y el intercambio de imágenes ha facilitado la identificación botánica para los

usuarios inexpertos que recurren a la red, ya que el lenguaje técnico deja de ser indispensable. Estos nuevos recursos pueden estar más accesibles que los medios impresos para usuarios potenciales como agricultores, maestros, estudiantes e investigadores de otras áreas del conocimiento.

La ciber-taxonomía consiste en integrar herramientas electrónicas estandarizadas, ciber-infraestructura, informática e ingeniería informática a la taxonomía tradicional (Cigliano *et al.*, 2014; Wheeler, 2010), sin embargo los recursos más novedosos en esta área del conocimiento van más allá, con el uso de las redes sociales en telefonía móvil y otros dispositivos portátiles con acceso a internet, el uso de aplicaciones con policlaves y softwares de reconocimiento visual.

En este documento se describen varias herramientas novedosas que junto con la ciber-taxonomía están siendo usadas para hacer más eficiente la determinación de especies de plantas y fomentan un acercamiento con la botánica sistemática la taxonomía. Los sitios y softwares referidos en el texto se encuentran enlistados en el Cuadro 1, sus descripciones e información fueron tomadas directamente de los mismos.

### *Floras regionales*

La disponibilidad de floras regionales mexicanas en formato digital y en internet ha facilitado considerablemente las consultas de interés taxonómico, ecológico y etnobotánico desde algunos años. Algunos de los proyectos más importantes disponibles en línea son los de la Flora del Bajío y Regiones Adyacentes y la Flora de Veracruz, coordinadas por el Instituto de Ecología, A.C., también la Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán coordinada por el Instituto de Biología UNAM, la Flora de Jalisco y áreas colindantes del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara y la Flora de Guatemala a cargo del Chicago Natural History Museum. Esta última fue editada por Paul Standley y colaboradores entre 1946 y 1975, pero hasta el año 2007 comienza a estar disponible en línea, a pesar de ser una referencia indispensable para el estudio de los trópicos y el sur de México.

### *Herbarios virtuales*

La digitalización de ejemplares de herbario permite cotejar con mayor rapidez (pero no siempre con mayor precisión) la identidad de las especies. Actualmente existe una gran diversidad de catálogos en línea que incluyen fotografías de plantas vivas y herborizadas. Uno de los proyectos más ambiciosos es el sitio de Tropicos.org, el cual es administrado por botánicos del Missouri Botanical Garden y contiene cerca de 1.3 millones de nombres científicos y alrededor de 4.4 millones de registros de ejemplares botánicos. Este sitio también ofrece información etnobotánica, genética, biogeográfica y de nomenclatura actualizada, ya que se basa en los estándares más recientes como el APG III (2009).

Otros herbarios virtuales importantes son los del New York Botanical Garden, Muestras Neotropicales de Herbario de The Field Museum Chicago, Intermountain Region Herbarium Network y el Philadelphia Herbarium Academy of Natural Sciences. Todas estas bases de datos contienen información de plantas de distintas regiones del territorio mexicano, tanto de zonas áridas y templadas como de las tropicales.

En México existen proyectos similares a los antes mencionados, uno de ellos es la galería virtual Irekani a cargo del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Este sitio contiene casi 28 000 registros de plantas y animales que han sido recopilados por personal académico del Instituto de Biología como parte de sus investigaciones, exploraciones, colectas y estudios de campo. Asimismo, el Herbario Virtual de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), es una plataforma que cuenta con más de 85 000 ejemplares en su mayoría mexicanos en formato de imágenes digitales que provienen de donaciones entre los años 2000 y 2007, en los herbarios de Kew en Inglaterra, de Nueva York, Arizona y Smithsonian en Estados Unidos, como parte del programa de repatriación de datos curatoriales de colecciones del extranjero.

**Cuadro 1.** Lista de algunos de los principales sitios web y repositorios de datos de biodiversidad, útiles para la identificación de plantas.

<b>Tipo de información</b>	<b>Repositorio</b>	<b>URL</b>	
Floras regionales	Flora de Jalisco y áreas colindantes	<a href="http://floradejalisco.cucba.udg.mx/flora_jalisco1.htm">http://floradejalisco.cucba.udg.mx/flora_jalisco1.htm</a>	
	Flora del Bajío y regiones adyacentes	<a href="http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/LISTADO_FLOBA.htm">http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/LISTADO_FLOBA.htm</a>	
	Flora de Veracruz	<a href="http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/LISTADO_FLOVER.htm">http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/LISTADO_FLOVER.htm</a>	
	Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán	<a href="http://www.ibiologia.unam.mx/barra/publicaciones/floras_tehuacan/">http://www.ibiologia.unam.mx/barra/publicaciones/floras_tehuacan/</a>	
	Flora de Guatemala	<a href="http://archive.org/search.php?query=flora%20of%20guatemala">http://archive.org/search.php?query=flora%20of%20guatemala</a>	
Herbarios Virtuales	Trópicos, Missouri Botanical Garden	<a href="http://www.tropicos.org">http://www.tropicos.org</a>	
	Virtual herbarium, New York Botanical Garden	<a href="http://sciweb.nybg.org/science2/vii2.asp.html">http://sciweb.nybg.org/science2/vii2.asp.html</a>	
	Muestras Neotropicales de Herbario, The Field Museum	<a href="http://fm1.fieldmuseum.org/vrrc/?language=esp">http://fm1.fieldmuseum.org/vrrc/?language=esp</a>	
	Intermountain Region Herbarium Network	<a href="http://intermountainbiota.org/portal/index.php">http://intermountainbiota.org/portal/index.php</a>	
	Philadelphia Herbarium at the Academy of Natural Sciences	<a href="http://ph.ansp.org/">http://ph.ansp.org/</a>	
	Red Mundial de Información Sobre Biodiversidad	<a href="http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html">http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html</a>	
	Herbario Virtual de CONABIO	<a href="http://www.conabio.gob.mx/otros/cgi-bin/herbario.cgi">http://www.conabio.gob.mx/otros/cgi-bin/herbario.cgi</a>	
	Biodiversity Heritage Library	<a href="http://www.biodiversitylibrary.org/">http://www.biodiversitylibrary.org/</a>	
	Sitios Interactivos	Malezas de México	<a href="http://www.malezasdemexico.net">http://www.malezasdemexico.net</a>
		Guías de Campo, The Field Museum	<a href="http://fieldguides.fieldmuseum.org/es">http://fieldguides.fieldmuseum.org/es</a>
Redes Sociales	Scratchpads	<a href="http://scratchpads.eu/">http://scratchpads.eu/</a>	
	Naturalista	<a href="http://www.naturalista.mx/">http://www.naturalista.mx/</a>	
	Castilleja de México, Mark Egger	<a href="https://www.flickr.com/photos/mark_egger_castilleja/">https://www.flickr.com/photos/mark_egger_castilleja/</a>	
	Identificación de Plantas Mexicanas, Grupo de Facebook	<a href="https://www.facebook.com/groups/200259153372279/">https://www.facebook.com/groups/200259153372279/</a>	
	Botánica en México, Grupo de Facebook	<a href="https://www.facebook.com/groups/158363150851416/">https://www.facebook.com/groups/158363150851416/</a>	
Aplicaciones móviles y programas	Identificando Plantas, Grupo de Facebook	<a href="https://www.facebook.com/groups/identificandoplantas">https://www.facebook.com/groups/identificandoplantas</a>	
	LeafSnap	<a href="http://leafsnap.com/">http://leafsnap.com/</a>	
	Lucidcentral	<a href="http://www.lucidcentral.com/">http://www.lucidcentral.com/</a>	
	Pl@ntNet	<a href="http://www.plantnet-project.org/">http://www.plantnet-project.org/</a>	
	Asociación de Biólogos Amigos de la Computación A.C.	<a href="http://www.abacoac.org/aba_publici.php">http://www.abacoac.org/aba_publici.php</a>	

La mayoría de estos proyectos forman parte de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB), el cual es un sistema computarizado de información biológica que incluye bases de datos de tipo curatorial, taxonómico, ecológico, cartográfico, bibliográfico, etnobiológico, de uso y catálogos sobre recursos naturales y otros temas. Está basado en una organización académica interinstitucional descentralizada e internacional formada por centros de investigación y de enseñanza superior, públicos y privados, que posean tanto colecciones biológicas científicas como bancos de información.

### *Sitios interactivos*

El sitio web Malezas de México, como su nombre lo indica, contiene información de aproximadamente 850 especies comunes en las zonas creadas por el ser humano, arvenses, ruderales y aquellas otras plantas que habitan en el paisaje abierto y periódicamente perturbado. Este sitio a cargo de la Dra. Heike Vibrans del Colegio de Postgraduados, también contiene claves interactivas y galerías de imágenes ordenadas de acuerdo con características morfológicas básicas como el tamaño y color de las flores, el número de pétalos y su simetría. Las fichas descriptivas de las especies contienen información acerca de su nomenclatura, distribución geográfica, hábitat, ecología, usos y enlaces a otros sitios relevantes y confiables en la red.

El sitio de Guías de Campo de The Field Museum Chicago, contiene catálogos ilustrados de plantas y animales de diversas regiones del planeta, se trata de imágenes proporcionadas por investigadores especialistas e instituciones que buscan compartir su información en formatos de acceso libre. Los manuales ilustrados elaborados a partir de proyectos de monitoreo e inventarios, agilizan la determinación y permiten socializar más rápidamente los descubrimientos, como sucedió recientemente con la presentación de la "Flora de las Lomas de Lima" a cargo del Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SEFOR) de Perú, la cual contiene fotos de 134 especies de plantas, entre ellas la foto de una orquídea que se creía extinta desde hace más de medio siglo (Llellish, 2015).

Scratchpads es otra plataforma internacional que permite a los especialistas subir información y observaciones a la red y organizarlas en galerías virtuales que incluyen claves taxonómicas. Es una herramienta que está siendo usada en diferentes regiones del mundo, pero aún no se ha sido adoptada en México.

### *Redes sociales*

Los exploradores, coleccionistas de especímenes y fotógrafos; tanto especialistas como aficionados, han encontrado en páginas como Flickr una buena opción para compartir sus hallazgos y observaciones. La interacción entre ellos ha dado como resultado la conformación de verdaderas bibliotecas visuales de grupos biológicos muy variados. Un ejemplo es la página de Flickr: "Castilleja Species of Mexico", del Dr. Mark Egger, quien es especialista en el género. Esta página contiene fotografías de sus viajes a México, tomadas desde el año 1997 y ordenadas por especie. Sin duda es un gran aporte para el conocimiento de estas plantas en nuestro país y una herramienta muy útil para la identificación taxonómica e incluso para el descubrimiento de nuevas especies (Winterton *et al.*, 2012).

En Facebook se han organizado grupos de usuarios dedicados a la identificación botánica. Uno de los grupos más sobresalientes es el denominado "Identificación de plantas mexicanas", el cual fue creado en 2013 y actualmente cuenta con más de 15 200 miembros en el que colaboran varios especialistas de distintas instituciones de enseñanza e investigación. Otro grupo considerablemente grande es "Identificando plantas" con alrededor de 8400 miembros y "Botánica en México" con cerca de 7000 integrantes.

En la red social Twitter, se han llevado a cabo movimientos que han acercado a investigadores de diferentes partes de mundo, como el llamado "#iamabotanist", promovido por The Botanical Society



of America y que fue usado como lema para que académicos, investigadores y estudiantes expusieran sus áreas de investigación y se manifestaran contra los estereotipos que son atribuidos a los botánicos.

Entre las redes sociales de biodiversidad mexicana destaca Naturalista, coordinada por la CONABIO, forma parte de una plataforma internacional (iNaturalist) donde los participantes contribuyen al conocimiento de la naturaleza con observaciones que pueden ser corroboradas o identificadas por expertos. Este proyecto está generando un gran acervo de observaciones tanto de plantas como de animales que han servido para monitorear los fenómenos migratorios de especies animales y para conocer la distribución de especies nativas, endémicas, exóticas e invasoras. La plataforma también permite crear listas fotográficas de las especies de un lugar y usarlas como guías de campo, así como participar en proyectos regionales que funcionan como inventarios colectivos de diversos grupos biológicos.

### *Aplicaciones móviles y programas*

LeafSnap es una aplicación para dispositivos móviles desarrollada por investigadores Columbia University, University of Maryland y The Smithsonian Institution. La innovación que presenta esta herramienta es un software de reconocimiento visual para identificar especies de árboles a partir de una fotografía de la hoja tomada con el propio dispositivo móvil. Además, la aplicación permite georreferenciar los árboles fotografiados y comparar con otras observaciones. La información de cada especie incluye detalles de su distribución, usos, imágenes y la posibilidad de comparar con otras plantas similares.

Existen otras aplicaciones para identificar plantas que incluyen policlaves taxonómicas muy sencillas en las que es posible elegir únicamente las características observables del ejemplar, en caso de no tener flores ni frutos o sólo alguna de estas estructuras. El sitio Lucidcentral ofrece este tipo de softwares para grupos de plantas y animales de varias regiones del mundo, principalmente de Norte América y Australia.

En México se han desarrollado softwares para la identificación taxonómica desde el año de 1993 por parte de la Asociación de Biólogos Amigos de la Computación A.C. En esta organización participan investigadores y taxónomos que han diseñado policlaves para identificar plantas con flores (Magnoliophyta) y géneros de la familia Asteraceae en México a través de una computadora (ABACO, 1993; 1996 y 1998). En el sitio web de esta asociación se menciona que un nuevo software para identificar angiospermas estará disponible próximamente.

## **Conclusiones**

Existe una tendencia al acercamiento entre los taxónomos expertos y el público en general, que ha sido favorecida en los últimos años por el acceso a internet, los blogs, sitios web interactivos, las aplicaciones móviles y las redes sociales. Estas nuevas plataformas ponen en evidencia la necesidad de formar nuevos especialistas, ya que sin ellos no serían posibles.

Estos instrumentos pueden ser de gran ayuda en investigaciones ecológicas, forestales y de captura de carbono en sistemas terrestres, donde el conocimiento de la vegetación y los datos taxonómicos confiables tienen un papel fundamental.

## **Bibliografía**

- ABACO. 1993. Policlave para familias de plantas con flores (Magnoliophyta) de México. Asociación de Biólogos Amigos de la Computación A.C., México.
- ABACO. 1996. GENCOMEX: policlave para la identificación de los géneros de Compuestas presentes en México. Asociación de Biólogos Amigos de la Computación A.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

- ABACO. 1998. GENCOMEX: a computerized key for identify the genera of Asteraceae of México. *En: Information Technology, Plant Pathology and Biodiversity*. Scott, P. R., P. Bridge, P. Jeffries, D. Morse (eds). CAB-INTERNATIONAL. 478 pp.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.
- Cigliano, M.M., M.E. Pocco y H.L. Pereira. 2014. Avances tecnológicos y sus aplicaciones en la cibertaxonomía. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 73:3-15.
- Llësh M. 2015. Flora de las lomas de Lima. Dirección de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre-Lima, SERFOR. San Isidro, Lima.
- Villaseñor J. L. 2015. ¿La crisis de la biodiversidad es la crisis de la taxonomía?. *Botanical Sciences* 93:1-12.
- Wheeler Q. D. 2010. What would NASA do? Mission-critical infrastructure for species exploration. *Systematics and Biodiversity* 8:11–15.
- Winterton S., H. P. Guek, S. Brooks. 2012. A charismatic new species of green lacewing discovered in Malaysia (Neuroptera, Chrysopidae): the confluence of citizen scientist, online image database and cybertaxonomy. *ZooKeys* 214:1-11.

## 1.44 Cinética *In vitro* de bióxido de Carbono y metano en tres pastas de canola para su uso en rumiantes

Ramírez-Bribiesca Efrén<sup>1</sup>; Lira-Casas Raymundo<sup>1</sup>; Del Razo-Rodríguez Oscar E.<sup>2</sup>; Almaraz-Buendía Isaac<sup>2</sup> y Cruz-Monterrosa Rosy G.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Programa de Ganadería, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo Estado de México, México. Autor para correspondencia: efrnrb@colpos.mx

<sup>2</sup>Instituto de Ciencias Agropecuarias Área Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia Universidad, Autónoma del Estado de Hidalgo.

<sup>3</sup>Departamento de Ciencias de los Alimentos, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma.

### Resumen

El objetivo de este estudio fue determinar la producción de metano de tres tipos de pasta de canola (PCs) usada en la industria de alimentos. La pasta de canola napus (PCN), juncea (PCJ) y prensada en frío (PCPF), fueron usadas en este estudio. El gas producido por PCJ fue superior ( $P < 0.05$ ). La PCPF tiene mayor producción molar de propionato ( $P < 0.05$ ) a las 12, 24 y 48 h de incubación. Como conclusión, la PCPF disminuye la producción de metano y mejora la producción de ácido propionato.

**Palabras clave:** canola, metano, rumiantes, rumen, canola, *in vitro*.

### Abstract

The aim of this study was to determine the methane production of three types of canola (PCs) used in the food industry. Napus canola paste (NCP), juncea (JCP) and cold pressed (CPPC) were used in this study. The gas produced by PCJ was higher ( $P < 0.05$ ). The CPPC has higher molar propionate production ( $P < 0.05$ ) at 12, 24 and 48 h of incubation. In conclusion, CPPC methane production decreases and enhances the production of propionate acid.

**Keywords:** canola, methane, ruminants, rumen, *in vitro*.

### Introducción

La canola es una variedad de la colza que fue desarrollada en Canadá en 1979 (Bell, 1984). Estas variedades de *Brassica* son fuentes de colza obtenidas por modificación genética tal como *B. carinata*, *B. juncea* y *B. napus*; las semillas de las oleaginosas más cultivadas contienen aproximadamente el 43% de aceite, el cual es extraído para usarse como aceite vegetal comestible (Uppstrom, 1995). La pasta de canola residual es un subproducto de la extracción de aceite es ampliamente utilizada como fuente de proteína para el ganado e industrias de alimentos (Bonnardeaux, 2007). El valor nutricional de la canola está dado por la cantidad de proteína y el aceite. La pasta de canola producida en Canadá tiene un nivel superior de aceite que la de Europa o Asia; principalmente la pasta de canola que es prensada, se le adiciona gomas o jabones de la refinación (Canola Council, 2009) y el proceso de extracción de aceite involucra la producción de pasta de canola, que es extraído con solventes antes de pasar por un método mecánico de prensado. El prensado en frío origina un tipo de canola que se está comenzando a obtener en la industria de la manufacturación; ésta es obtenida de una combinación de diferentes variedades de canola y el proceso involucra la baja producción de calor. Cabe citar que la producción de aceites por prensado frío puede reducir el daño en la calidad del aceite; esta es la razón principal de porque el aceite prensado en frío es mejor, comparando con los aceites producidos con

efectos de calor. Por lo tanto, el prensado frío de la pasta de la canola que se obtiene puede tener mejor valor nutritivo y ser usada en la alimentación de los rumiantes. El objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial de tres tipos de pasta de canola en la producción de bióxido de carbono y metano *in vitro*.

## Materiales y métodos

### *Características físicas y químicas de la canola*

La pasta de canola *napus* (PCN), *juncea* (PCJ) y presionada en frío (PCPF) fue obtenida de la industria manufacturera. La distribución del tamaño de partícula fue determinada en 50 g de muestra duplicada (como base fresca). Se usaron tamices certificados de los Estados Unidos Oficina de estándar (USBS) de 2.36 mm, 2.0 mm, 1,7 mm, 1.18 mm y 1.0 mm para determinar la distribución de los tamaños de partícula. Las muestras se colocaron en el tamiz superior y se tamizaron durante 5 min por gravedad.

Las muestras de pasta de canola (PCs) se molieron a mano usando un mortero de mármol y todas las muestras fueron almacenadas en un congelador a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para mantener la muestra integra. Después, fueron secadas las submuestras a  $65^{\circ}\text{C}$  durante la noche en un horno de aire forzado. La fibra detergente ácida (FDA) y la fibra neutro detergente (FND) fueron determinadas usando el método de Van Soest *et al.*, (1991). El nitrógeno total (N) fue medido por análisis de combustión (Na 1500, Carlo Erba Instruments).

### *Determinación de la fermentación ruminal de la canola por incubación de lote de cultivo*

La incubación *in vitro* se realizó pesando 0.5 g MS en una bolsa con PCs sellada ANKOM<sup>®</sup> (modelo F57). Cada bolsa fue colocada en un frasco de 60 ml ámbar con tapón de goma. Cuatro corridas de incubación fueron completadas en diferentes días, de manera que cada tipo de canola se llevó a cabo con cinco repeticiones en cada hora de muestreo (0, 4, 12, 24, 48 h). En cada corrida de incubación, fueron incubados blancos para cada tratamiento para corregir los valores de producción de gas por gas liberado. El inóculo para la incubación *in vitro* fue obtenida de dos vacas canuladas en rumen, con una alimentación a dieta con relación de 65:35 (forraje:concentrado), el fluido se filtró con cuatro capas de gasa y se centrifugó a  $1000 \times g$  por 10 min para remover las partículas de alimento. Los inóculos fueron preparados por mezcla de líquido ruminal y de un amortiguador mineral con una solución con 0.05% de sulfato de cisteína en una proporción de 1:3. El inóculo fue transferido a viales de 25 ml precalentados a  $39^{\circ}\text{C}$  y con una corriente de gas N. Los viales fueron sellados y colocados en una cremallera de agitación a 90 oscilaciones por minuto en una incubadora de  $39^{\circ}\text{C}$ .

La producción de gas en cada muestra se midió a las 4, 12, 24 y 48 h de incubación por desplazamiento de agua (Fedorak y Hrudey, 1983). Se tomaron muestras de gas en la parte superior de cada vial con una jeringa de 20 ml e inmediatamente se transfirió a viales de 6 ml, con vacío, hechos con un Exteiner (Lab co Ltd, High Wycombe, Buckinghamshire, Reino Unido), para medir la concentración de metano por cromatografía de gases (Holtshausen *et al.*, 2009). El metano ( $\text{CH}_4$ ) fue expresado como mg de  $\text{CH}_4/\text{g}$  de MS incubada que desapareció, y el gas neto total producido como ml/g de MS incubada después de los diferentes tiempos citados en la incubación. De las bolsas ANKOM<sup>®</sup> con los residuos fueron removidos los viales de las botellas, se enjuagaron con agua destilada, secados a  $65^{\circ}\text{C}$  por 24 h a peso constante y pesado para estimar la desaparición de materia seca *in vitro* (DMSIV).

La fracción líquida de la fermentación al comienzo de la fermentación a las 0 h y después de eliminar la bolsa filtro al final de las 48 h de incubación fue submuestreada para determinar los ácidos grasos volátiles (AGV). Una submuestra de (1.5 ml) de cada vial se transfirió a tubos de 2 ml de



micro-centrífuga que contenían 150 µg de TCA (0.65;v/v) y se centrifugó a 14 000xg por 10 min a 4 °C (Spectrafuse 16 M, National Lab net Co., Edison, NJ, USA) para precipitar la material y proteínas. El sobrenadante fue congelado a -20 °C para medir la concentración de AGV.

### Cálculos

La desaparición de materia seca *in vitro* (DMSIV) a partir de la incubación *in vitro* fue calculada con la ecuación 1.

$$DMSIV = 1 - [(R - B)/S] \quad (1)$$

donde,  $R$  son gramos de residuo del sustrato,  $B$  son gramos de residuo del blanco y  $S$  es el peso seco del sustrato inicial.

La DMS, GP y contenido de metano fueron calculados por el método no lineal, de acuerdo al Sigma Plot (Ver. 10.0.1, 2007). El desarrollo del modelo 2 fue el procedimiento de Ørskov y McDonald (1979).

$$P = a + b(1 - e^{-ct}) \quad (2)$$

donde,  $P$  es el volumen de la producción de gas después del tiempo  $t$ ,  $a$  es la intercepción de la curva de producción de gas al tiempo cero,  $b$  es el potencial de la producción de gas sobre el tiempo,  $c$  es la constante proporción de gas producida ‘ $b$ ’ a ‘ $t$ ’ horas, y  $t$  es el tiempo de incubación.

### Análisis estadístico

La caracterización física y química de canola fue analizada por análisis de varianza, los datos se analizaron utilizando los valores promedio de las cuatro corridas *in vitro*, analizado como un diseño de bloques al azar, utilizando el procedimiento PROC MIXED de SAS Inc. (2007). Las diferencias entre las medias se compararon en cada punto de tiempo de incubación, usando LSMEANS con la opción PDIF. Los modelos de regresión no lineal se calcularon con el programa Sigma Plot Ver. 10.

## Resultados y discusión

### Caracterización física y química de la canola

El contenido de proteína de PCs (Cuadro 1) varió de 36.1 a 41.0%. Esta diferencia pudo haber sido por la propia variación del contenido de proteína en la semilla de canola al obtener la pasta. PCPF tuvo el contenido más bajo de proteína ( $P < 0.05$ ) que otro tipo de canola, pero esta tiene el más alto contenido de aceite. Similarmente, PCJ tuvo el más alto contenido de proteína y el menor contenido de FDN ( $P < 0.05$ ). El contenido de FDN y FDA de PCJ fue menor que para PCPF y PCN. Bell (1993), reportó valores de FDN y FDA en un rango de 17.5 y 21.5% para pasta de canola. El contenido de lípidos en muestras de pasta de canola varía de 2.5 a 14%. El valor bajo es consistente en muchos reportes de contenido de lípidos en pasta de canola (Bell, 1993). Datos reportados en CMN y CMJ de Australia contienen 14.2 y 19.3% de lípidos/MS (Tan *et al.*, 2011). En este estudio, el más alto contenido de lípidos corresponde a CMCP. La cantidad de aceite residual en CMs normalmente depende de la condición o técnica empleada durante la extracción del aceite.

La proporción de partículas de <2.36 mm osciló de 6.4 en PCJ a 9.3 para PCPF. Igualmente, PCPF tuvo la más alta proporción de partículas entre 1.0 a 1.7 mm. En contraste, PCJ y PCN tuvo más del 60% de partículas más pequeñas de 1.0 mm. Los datos demuestran que el proceso técnico y el proceso de extracción pueden estar asociados con la proporción de partículas finas.

**Cuadro 1.** Composición física y química de tres tipos de pasta de canola.

	Tipos de canola				P - valor
	Presión-frío	Juncea	Napus	EEM	
Humedad,	2.91 <sup>a</sup>	7.84 <sup>b</sup>	4.72 <sup>b</sup>	0.03	0.0001
Proteína (Nx 6.25)	36.1 <sup>a</sup>	40.97 <sup>b</sup>	37.58 <sup>c</sup>	0.31	0.0037
Lípidos	13.99 <sup>a</sup>	2.49 <sup>b</sup>	3.66 <sup>c</sup>	0.98	0.0001
Ceniza	8.04 <sup>a</sup>	8.46 <sup>b</sup>	9.65 <sup>c</sup>	0.05	0.0043
Carbohidratos	12.92 <sup>a</sup>	24.74 <sup>b</sup>	15.63 <sup>a</sup>	0.83	0.0043
FDN	26.04 <sup>a</sup>	18.5 <sup>b</sup>	28.76 <sup>c</sup>	0.53	0.0018
FDA	20.01 <sup>a</sup>	10.24 <sup>b</sup>	22.59 <sup>a</sup>	0.58	0.0013
<i>Tamaño de partícula % retenido</i>					
>2.36 mm	9.3 <sup>a</sup>	6.37 <sup>b</sup>	7.7 <sup>c</sup>	0.96	0.0001
2.36–1.7° mm	7.58 <sup>a</sup>	7.13 <sup>a</sup>	6.64 <sup>ab</sup>	0.89	0.0035
1.70–1 mm	43.4 <sup>a</sup>	26.2 <sup>b</sup>	23.99 <sup>c</sup>	1.60	0.0004
<1 mm	39.72 <sup>a</sup>	60.3 <sup>b</sup>	61.67 <sup>b</sup>	1.81	0.0490

Calculado por diferencia: 100- (humedad + proteína + lípidos + cenizas+ FDN)

<sup>a-c</sup> Medias en la misma columna con diferente letra difieren (P< 0.05)

EEM: Error estándar de la media

#### *Determinación de la fermentación ruminal de las PCs por incubación de lotes de cultivo*

La DMS, PG (producción de gas) y metano obtenido de las PCs incubadas en lotes de cultivo son presentados en el Cuadro 2. La desaparición de MS *in vitro* y de PCJ fue alta (P< 0.05) que las otras canolas a las 4, 24 y 48 h. PCPF mostró el nivel más bajo (P< 0.05) de MS desaparecida después de las 24 h de incubación. La producción de gas de PCJ fue mayor (P< 0.05) que la PCPF y PCN a las 24 y 48 h de incubación. El contenido de metano en la producción total de gas fue diferente entre PCs. PCPF produjo menos metano que PCJ (P< 0.05) y hubo una tendencia a disminuir (P= 0.08) el metano contenido en PCPF vs PCJ y PCN, particularmente en el último momento de la incubación. Estos resultados exploran la posibilidad que PCPF puede ser usado como un ideal ingrediente en dieta para rumiantes para reducir la emisión de metano; aunque la alta producción de metano se asocia con la fermentación de fibra y la grasa cruda de la ración, tendiendo a disminuir la producción total de metano (Getachew *et al.*, 2005). Tal vez ésta es la razón fue debida porque PCPF tiende a producir menos metano en la fermentación *in vitro*. Estimaciones de MSD, PG y los parámetros de la cinética de metano fueron significativamente diferentes (P< 0.05) en PCJ vs PCPF y PCN.

**Cuadro 2.** La DMS *in vitro*, producción de gas y metano en tres tipos de pasta de canola incubados en líquido ruminal.

	Tipos de canola			EEM
	Presión-Frío	Juncea	Napus	
DMS				
4 h	20.58 <sup>h</sup>	23.44 <sup>g</sup>	21.73 <sup>gh</sup>	0.90
12 h	32.79 <sup>f</sup>	32.88 <sup>f</sup>	31.36 <sup>f</sup>	0.85
24 h	43.66 <sup>e</sup>	48.26 <sup>d</sup>	43.86 <sup>e</sup>	0.85
48 h	50.93 <sup>c</sup>	62.16 <sup>a</sup>	55.06 <sup>b</sup>	0.81

Continuación Cuadro 2...

	Tipos de canola			
	Presión-Frío	Juncea	Napus	EEM
Parámetros cinéticos				
a+b	52.6 <sup>b</sup>	76.83 <sup>a</sup>	63.79 <sup>b</sup>	1.45
C	0.94	0.97	0.96	
Producción de gas (ml/g MS)				
4 h	25.78 <sup>h</sup>	28.89	22.49 <sup>h</sup>	4.10
12 h	56.11 <sup>f</sup>	50.37 <sup>f</sup>	37.39 <sup>g</sup>	3.94
24 h	82.59 <sup>e</sup>	120.37 <sup>c</sup>	96.27 <sup>d</sup>	3.94
48 h	132.62 <sup>b</sup>	163.41 <sup>a</sup>	125.24 <sup>bc</sup>	3.75
Parámetros cinéticos				
a+b	102.63 <sup>b</sup>	102.39 <sup>a</sup>	75.25 <sup>b</sup>	2.45
C	0.98	0.97	0-96	
Metano (ml/g MS)				
4 h	13.00 <sup>f</sup>	15.18 <sup>e</sup>	12.37 <sup>f</sup>	0.74
12 h	13.00 <sup>f</sup>	15.18 <sup>e</sup>	12.37 <sup>f</sup>	0.74
24 h	23.40 <sup>d</sup>	25.99 <sup>c</sup>	23.2 <sup>d</sup>	0.74
48 h	27.17 <sup>bc</sup>	32.96 <sup>a</sup>	28.99 <sup>b</sup>	0.70
Parámetros cinéticos				
a+b	29.17 <sup>b</sup>	36.86 <sup>a</sup>	32.61 <sup>b</sup>	0.55
C	0.93	0.95	0.95	

Los ácidos grasos volátiles *in vitro* son enlistados en el Cuadro 3. La concentración AGV totales fueron mayores ( $P < 0.05$ ) para PCJ que para PCPF y PCN. Estos valores se esperaban porque PCJ contiene más carbohidratos (24.7 vs 12.9 y 15.6%) que las otras dos pastas. PCPF produjo AGV con menor proporción molar de acetato ( $P < 0.05$ ), pero una mayor proporción molar de propionato a las 12, 24 y 48 h de incubación. PCJ tiene una proporción molar similar de acetato y propionato a las 24 y 48 h ( $P < 0.05$ ). Por otra parte, la proporción de acetato:propionato de CCP fue mejor para PCPF que la de PCJ y PCN a las 12, 24 y 48 h ( $P < 0.05$ ) de incubación.

**Cuadro 3.** Concentración de AGV en muestras de tipos de pasta de canola incubadas con líquido ruminal *in vitro*.

	Tipos de canola			
	Presión-Frío	Juncea	Napus	EEM
Acetato (mol/100 mol)				
4 h	61.83 <sup>ab</sup>	61.27 <sup>b</sup>	62.47 <sup>a</sup>	0.30
12 h	57.65 <sup>d</sup>	58.99 <sup>c</sup>	59.61 <sup>c</sup>	0.30
24 h	55.58 <sup>fg</sup>	57.4 <sup>d</sup>	57.61 <sup>d</sup>	0.30
48 h	54.83 <sup>g</sup>	56.46 <sup>e</sup>	55.93	0.30
Propionato (mol/100 mol)				
4 h	20.49 <sup>fc</sup>	20.92 <sup>f</sup>	20.20 <sup>g</sup>	0.16
12 h	24.59 <sup>c</sup>	22.83 <sup>d</sup>	22.28 <sup>e</sup>	0.14
24 h	26.68 <sup>a</sup>	24.23 <sup>c</sup>	24.26 <sup>c</sup>	0.15
48 h	26.05 <sup>b</sup>	24.27 <sup>c</sup>	24.15 <sup>c</sup>	0.14
Butirato (mol/100 mol)				
4 h	11.55 <sup>bc</sup>	11.98 <sup>a</sup>	11.50 <sup>bc</sup>	0.14
12 h	10.71 <sup>ef</sup>	11.78 <sup>ab</sup>	10.93 <sup>de</sup>	0.12
24 h	9.88 <sup>i</sup>	11.17 <sup>cd</sup>	10.28 <sup>gh</sup>	0.13
48 h	9.67 <sup>i</sup>	10.52 <sup>fg</sup>	9.98 <sup>hi</sup>	0.12

<sup>a-h</sup> Letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ). EEM: Error estándar de la media.

## Conclusiones

El estudio confirma que PCPF disminuye la producción de metano. El resultado fue ampliamente influenciado por su contenido de lípidos. PCPF tiene una degradabilidad baja *in vitro* y por lo tanto es una fuente de proteína de sobrepaso. La degradabilidad de MS de PCPF usada en el presente estudio fue menor que las otras PCs.

## Bibliografía

- Bell J. M. 1984. Nutrients and toxicants in rapeseed meal: Review. *Journal of Animal Science* 58:996-1010.
- Bell J. M. 1993. Factors affecting the nutritional value of canola meal: A review. *Canadian Journal of Animal Science* 73:679-697.
- Bonnardeaux J. 2007. Uses for canola meal. A report of the Department of Agriculture and Food, Government of Western Australia.
- Canola Council of Canada. 2009. Canola meal Feed Industry Guide. 4<sup>th</sup> Edition. <http://www.canolacouncil.org/default.aspx>.
- Fedorak P. M., S. E. Hrudey. 1983. A simple apparatus for measuring gas production by methanogenic cultures in serum bottles. *Environment Technology Letters* 4:425-432.
- Getachew G., E. J. DePeters, P. H. Robinson, J. G. Fadel. 2005. Use of an in-vitro rumen gas production technique to evaluate microbial fermentation of ruminant feed and its impact on fermentation products. *Animal Feed Science and Technology* 123-124:547-559.
- Holtshausen L., A. V. Chaves, K. A. Beauchemin, S. M. McGinn, T. A. McAllister, N. E. Odongo, P. R. Cheeke, C. Benchaar. 2009. Feeding saponin-containing *Yucca schidigera* and *Quillaja saponaria* to decrease enteric methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 92:2809-2821.
- Ørskov E. R., I. McDonald. 1979. The estimation of protein degradability in the rumen from incubation measurements weighted according to rate of passage. *Journal Agriculture Research (Cambridge)* 92:499-503.
- SAS Inc. 2007. User's Guide: Statistics, Version 9.6<sup>th</sup> Edition. SAS Inst., Inc., Cary, NC.
- Sigma Plot Ver 10.0.1. 2007. Systat Software, Inc. 1735 Technology Drive Ste., 430A San Jose, CA 95110, USA.
- Tan S. H., R. J. Mailer, C. L. Blanchard, S. O. Agboola. 2011. Extraction and characterization of protein fractions from Australian canola meals. *Food Research International* 44:1075-1082.
- Uppstrom B. 1995. Seed chemistry. In: Kimber, D., D. I. McGregor (eds). *Brassica* oilseeds: Production and utilization. UK: CAB International.
- Van Soest P. J., J. B. Robertson, B. A. Lewis. 1991. Methods of dietary fiber, NDF and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74:3585-3597.



## 1.45 Uso de tipos funcionales de plantas para la valoración de la diversidad vegetal

Sánchez-Sánchez Cristóbal D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8, Col. Lomas de Cristo, Texcoco de Mora, Estado de México.  
Autor para correspondencia: [crisdansanchez@gmail.com](mailto:crisdansanchez@gmail.com)

### Resumen

La morfología y fisiología de una planta dice mucho acerca del lugar donde habita, lo mismo sucede con la vegetación en su conjunto ya que es resultado de la respuesta adaptativa al ambiente, de todas las especies que la conforman. La valoración de esta diversidad vegetal puede hacerse en diferentes escalas espaciales y temporales con índices convencionales que consideran riqueza específica, recambio de especies, rareza, etc. El uso de tipos funcionales de plantas ha mostrado ser una buena herramienta para evaluar en conjunto las formas adaptativas funcionales de las especies. Esto permite identificar patrones de adaptación de flora al ambiente e incluso comparar diferentes tipos de vegetación, a través del uso de softwares como VegClass© 2.00. Estos métodos pueden complementar la valoración de los servicios ambientales de la vegetación.

**Palabras clave:** respuesta adaptativa, forma de vida, tipos de vegetación, VegClass©.

### Abstract

Morphology and physiology of a plant means a lot about the environment it inhabits. The same occurs with vegetation as a whole, because it is result of the adaptive response to the environment of all its species. The evaluation of this vegetal diversity can be done in several spacial and temporal scales with conventional indices that consider specific richness, species replacement, rarity, etc. However, the use of plant functional types has proven to be a good way to evaluate all functional adaptive forms of species. This allows to identify patterns of vegetation adaptation to the enviroment and even to compare different types of vegetation, using softwares like VegClass© 2.00. These methods can complement the assessment of vegetation environmental services.

**Key words:** adaptative response, life form, vegetation types, VegClass©.

### Introducción

La incorporación de la biodiversidad en los esquemas de pago por resultados asociados a los servicios ecosistémicos del carbono y agua es una tarea muy compleja. Por un lado no hay una métrica de biodiversidad universalmente aceptada y por el otro, las métricas como la riqueza de especies de plantas son dependientes de escala y no pueden ser agregadas espacialmente como el carbono.

Los Inventarios Forestales Nacionales albergan una gran cantidad de información demográfica de las áreas boscosas del país y por lo tanto representan la fuente de información más compatible con el presente estudio. Sin embargo no están diseñados para documentar a detalle el estrato herbáceo en las parcelas de muestreos, sino que se presta más prioridad a la diversidad de los estratos superiores, es decir, las plantas arbustivas y arbóreas. Por otra parte, presentan debilidades en la validez de su información taxonómica (Rojas *et al.*, 2014). Estos detalles metodológicos están pensados para un análisis con enfoque forestal y de contenidos de carbono, sin embargo no resultan convenientes para el estudio ecológico de la diversidad florística y funcional asociada a los bosques.

Las métricas usadas para describir la biodiversidad de los ecosistemas terrestres son variadas, pero la riqueza de especies es utilizada en la gran mayoría de los trabajos nacionales e internacionales para caracterizar la biodiversidad asociada a cambios de uso del suelo (Croezen *et al.*, 2011; NRC, 2000). Una alternativa al uso de especies de plantas, o en conjunto con ella, es la utilización de la riqueza de tipos funcionales de plantas (TFP).

### *Tipos funcionales de plantas*

No existe una clasificación universal de grupos funcionales, por lo que depende del objetivo, escala y proceso ecosistémico o factor ambiental de interés (Gray y Noble, 1997; Lavorel *et al.*, 1997). La mayoría de los trabajos publicados al utilizar grupos funcionales se refieren a los tipos de respuesta funcional. Para orientar la discusión, en lo siguiente los tipos funcionales de plantas o TFP, se refieren a respuestas similares al ambiente y efectos similares en el funcionamiento del ecosistema (Gray y Noble, 1997; Shugart, 1996; Smith *et al.*, 1992).

Gillison (2013), hace una revisión muy completa de los diferentes enfoques usados de clasificación de grupos funcionales y los rasgos asociados. Su propuesta es de las más sobresalientes (Gillison, 2002 y 2006; Gillison y Carpenter, 1997) porque agrupa a los individuos (no taxones) en función de la envolvente fotosintética (tamaño e inclinación de las hojas, clorotipo y tipo de hoja) y la estructura de soporte vascular (forma de vida y tipo de raíz). El Cuadro 1 muestra los atributos considerados en el sistema de clasificación de Gillison para TFP.

**Cuadro 1.** Atributos y Elementos Funcionales de Plantas (tomado de Gillison, 2006).

Atributo	Elemento	Descripción
Cubierta fotosintética	nr	Unidad foliar no repetida
	pi	Picófila
	le	Leptófila
	na	Nanófila
	mi	Micrófila
Tamaño foliar	no	Notófila
	me	Mesófila
	pl	Platífila
	ma	Macrófila
	mg	Megáfila
	ve	Vertical
	Inclinación foliar	la
pe		Pendular
co		Compuesta
do		Dorsoventral
is		Isobilateral o isocéntrico
Clorotipo foliar	de	Caducifolio
	ct	Córtico
	ac	Aclorófilo
	ro	Roseta
	so	Sólido tridimensional
Morfortipo foliar	su	Suculento
	pv	Nervadura paralela
	fi	Filicoide (helecho)
	ca	Carnívoro

Continuación Cuadro 1...

Atributo	Elemento	Descripción
Cubierta fotosintética		
	ph	Fanerofita
	ch	Caméfito
Forma de vida	hc	Hemicriptófita
	cr	Criptófita
	th	Terófita
	li	Liana
	ad	Adventicia
	ae	Aérea
Tipo de raíz	ep	Epifítica
	hy	Hidrofítica
	pa	Parasítica

La ventaja del uso del sistema de Gillison para grupos funcionales de plantas es que se hace en forma visual y solo requiere de un entrenamiento mínimo, por lo que puede ser implementado por profesionales o gente capacitada de las comunidades, evitando así los costos asociados a los muestreos taxonómicos; particularmente en selvas.

El monitoreo de especies a tipos funcionales es de muchos a muchos, donde una especie puede pertenecer a más de un TFP y un TFP está representado por muchas especies; por ejemplo, las especies de la Figura 1 pertenecen a familias muy diferentes y lejanamente emparentadas, sin embargo presentan el mismo tipo de dispersión zoócora, a partir de aristas ganchudas en sus frutos que se adhieren al pelaje de los animales. Este es un ejemplo de plantas con un mismo tipo funcional de dispersión.

En la Figura 2 se muestran tres plantas con el mismo tipo funcional vegetativo a pesar de ser especies muy alejadas filogenéticamente hablando, ya que su morfología externa es resultado de presiones selectivas y condiciones ambientales similares. Sucede lo mismo en la Figura 3, donde se muestra la convergencia la succulencia como la principal adaptación funcional de dos especies alejadas geográfica y evolutivamente.

Estos ejemplos evidencian la necesidad de nuevas formas de describir a las plantas por su aspecto externo, para análisis ecológicos más precisos y congruentes con la realidad observada, ya que las descripciones clásicas como el hábito y la forma de crecimiento no han funcionado para esta tarea y han creado muchas confusiones (Vázquez-Sánchez *et al.*, 2012).



**Figura 1.** Arriba, izquierda a derecha: *Agrimonia parviflora* (Rosaceae) y *Xanthium strumarium* (Asteraceae). Abajo, izquierda a derecha: *Medicago minima* (Fabaceae), *Triumphetta rhomboidea* (Malvaceae).



**Figura 2.** De izquierda a derecha: *Senecio stapeliformis* (Asteraceae), *Tromotriche longii* (Apocynaceae) y *Disocactus martianus* (Cactaceae).



**Figura 3.** De izquierda a derecha: *Euphorbia polyacantha* (Euphorbiaceae), *Cereus tetragonus* 'Fairy Castle' (Cactaceae).



**Figura 4.** *Dendrosenecio kilimanjari* (Asteraceae) en el monte Kilimanjaro (arriba) y *Yucca brevifolia* (Asparagaceae) en el desierto de Mojave (abajo).

La relación entre riqueza de especies y TFP ha sido relacionada con la riqueza de especies de termitas (Gillison, 2013; Gillison *et al.*, 2003), con buenos resultados. También ha sido relacionada con la riqueza de aves y escarabajos (Gillison y Liswanti, 2004), además del carbono en la biomasa aérea (Gillison *et al.*, 2003; Gillison y Liswanti, 2004); aunque estas últimas relaciones muestran una saturación de la relación: riqueza de especies (S)/tipos funcionales (Sg) (no cambia de valores después de un umbral). Brewer *et al.*, (2011) muestran bases de datos de S, Sg y de riqueza aves, pequeños mamíferos y termitas. Asimismo, este sistema ha generado resultados alentadores en su relación con la productividad forestal, particularmente con los atributos tamaño y ángulo foliar (Vanclay *et al.*, 1997)

### *El método VegClass*

Este método se basa en un mínimo conjunto de atributos o elementos funcionales que pueden ser aplicados en cualquier tipo de vegetación terrestre. Tiene un enfoque simple, genérico, que implica un reconocimiento fácil de las características de vegetación, descriptores tales como fenología, métodos de dispersión, germinación y establecimiento de semillas (Cornelissen *et al.*, 2003; Westoby *et al.*, 2002).

Esta herramienta contiene variables morfológicas y atributos taxonómicos que pueden ser utilizados para discriminar más fácilmente entre, por ejemplo, etapas de sucesión en un bosque tropical lluvioso, en comparación con el empleo de métodos menos sensibles “estáticos” o características no adaptativas.

La generalidad del método hace comparable la vegetación de dos o más localidades del mundo en una manera uniforme, ya que por ejemplo, los nombres de las especies difieren entre sitios, pero la respuesta de la vegetación al ambiente es similar. Un ejemplo ocurre entre el paisaje del monte Kilimanjaro y el desierto de Mojave, donde las condiciones ambientales han moldeado la vegetación de manera similar y las especies dominantes tienen tipos funcionales muy parecidos a pesar de su distancia filogenética (Figura 4).

## **Conclusiones**

El uso de tipos funcionales de plantas es un método efectivo y práctico para evaluar la biodiversidad en términos de diversidad alfa y tiene un gran potencial de aprovechamiento en la valoración de los servicios ambientales de la vegetación en México, con relación a sus contenidos de carbono y la cobertura del dosel.

## **Bibliografía**

- Brewer K. R. W., G. Haynes, A. N. Gillison. 2011. Understanding and using Fisher's p: a four-part article. *Mathematical Scientist* 36:105-106.
- Cornelissen J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D. E. Gurvich, P. B. Reich, H. ter Steege, H. D. Morgan, M. G. A. van der Heijden, J. G. Pausas, H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.
- Croezen H., G. Bergsma, A. Clemeus, M. Sevensteen, B. Tulleners. 2011. Biodiversity and land use. A search for suitable indicators for policy use. CE Delft, Delft.
- Gillison A. N. 2002. A generic, computer assisted method for rapid vegetation classification and survey: tropical and temperate case studies. *Conservation Ecology* 6:3.
- Gillison A. N. 2006. A field manual for rapid vegetation classification and survey for general purposes. CIFOR, Jakarta, Indonesia. [http://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/vegclass/vegman2006.pdf](http://www.cifor.org/publications/pdf_files/vegclass/vegman2006.pdf). 85 pp.
- Gillison A. N. 2013. Plant functional type and traits at the community, ecosystem and world level. *In*: van der Marrel, E., J. Franklin (eds). *Vegetation Ecology*. Second Edition. Wiley-Blackwell, Chichester, UK. pp. 347-386.
- Gillison A. N., N. Liswanti. 2004. Assessing biodiversity at landscape level in northern Thailand and Sumatra (Indonesia): the importance of environmental context. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104:75-86.

- Gillison A. N., D. T. Jones, F. X. Susilo, D. E. Bignell. 2003. Vegetation indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites along land-use intensification gradient in lowland Sumatra. *Organisms Diversity & Evolution* 3:111-126.
- Gillison A. N., G. Carpenter. 1997. A generic plant functional attribute set and grammar for dynamic vegetation description and analysis. *Functional Biology* 11:775-783.
- Gray H., I. R. Noble. 1997. What are plant functional types and how should we seek them?. *In*: Smith, T. M., H. H. Shugart, F. I. Woodward (eds). *Plant functional types*. Cambridge University Press. Cambridge pp. 3-19.
- Lavorel S., S. McIntyre, J. Landsberg, T. D. A. Forbes. 1997. Plant functional classifications from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12:474-478.
- NRC. 2000. Ecological indicators for the National Committee to Evaluate Indicators for Monitoring Aquatic and Terrestrial Environments, Board on Environmental Studies and Toxicology, Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. 180 pp.
- Rojas G. F., A. Wegier, A. Ponce M. 2014. Evaluación cuantitativa de errores en la nomenclatura científica del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. *Terra Latinoamericana* 32:325-331.
- Shugart H. H. 1996. Plant and ecosystem functional types. *In*: Smith, T.M., H. H. Shugart, F.I. Woodward (eds). *Plant Functional Types: Their relevance to ecosystem properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 20-43.
- Smith T. M., H. H. Shugart, F. I. Woodward, P. J. Burton. 1992. Plant functional types. *In*: Solomon, A. M., H. H. Shugart (eds). *Vegetation dynamics and global change*, Chapman and Hall, New York, NY. pp. 272-292.
- Vanclay J. K., A. N. Gillison, R. J. Keevan. 1997. Using plant functional attributes to quantify site productivity. *Forest Ecology and Management* 94:149-163.
- Vázquez-Sánchez M., T. Terrazas, S. Arias. 2012. El hábito y la forma de crecimiento en la tribu Cactaceae (Cactaceae, Cactoideae). *Botanical Sciences* 90:97-108.
- Westoby M., D. Falster, A. T. Moles, P. A. Vesk, I. Wright. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125-59.

## 1.46 Hacia la modelación temporal de la descomposición de los cementantes orgánicos e inorgánicos en la formación de unidades estructurales y carbono orgánico asociado, en suelos a partir de tepetates

Velázquez Alma S.<sup>1</sup>; Paz Fernando<sup>2</sup>; Flores David<sup>3</sup>, Etchevers Jorge<sup>4</sup> e Hidalgo Claudia<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México. Autor para correspondencia: [almaver@uaemex.mx](mailto:almaver@uaemex.mx)

<sup>2</sup>GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

<sup>3</sup>Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F., México.

<sup>4</sup>Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

### Resumen

La formación de suelo a partir de capas endurecidas de origen volcánico, tepetates, se asocia con una jerarquía de agrupación de unidades estructurales (fragmentos y agregados) y agentes cementantes (temporales, transitorios y permanentes), para dar lugar a la formación de agregados de diferente tamaño y estabilidad. En el presente trabajo se analizan y sintetizan los patrones temporales de síntesis y descomposición de cementantes orgánicos, a partir de un experimento en macetas, bajo diferentes tratamientos con plantas y enmiendas, en un tepetate roturado. La acción cementante de la materia orgánica se analizó en su componente particulado (*e.g.* raicillas), polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, así como en su totalidad. El modelo matemático que se introdujo, permitió caracterizar la descomposición de los cementantes y su asociación con la distribución de masa y carbono orgánico de las unidades estructurales, por tamaños. Aunque este ejercicio se puede considerar como una primera aproximación bajo información restringida, los resultados obtenidos son alentadores y definen una ruta de modelación en la formación de suelos a partir de materiales endurecidos, lo que aporta elementos importantes en la génesis de los suelos.

**Palabras clave:** capas endurecidas, polisacáridos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, génesis del suelo, jerarquía de unidades.

### Abstract

The formation of soil from hardened volcanic tepetates layers is associated with a pool of hierarchical structural units (fragments and aggregates) and (temporary, transient and permanent) cementing agents to result in the formation of aggregates different size and stability. In this paper we analyze and summarize the temporal patterns of synthesis and decomposition of organic cementing, from a pot experiment under different treatments with plants and amendments in a plowed tepetate. The cementing action of organic matter was analyzed in the particulate component (*e.g.* rootlets), polysaccharides, humic acids and fulvic acids as well as a whole. The mathematical model was introduced allowed characterizing the decomposition of cementitious and its association with the mass distribution of organic carbon and the structural units, by size. Although this exercise can be seen as a first approximation under restricted information, the results are encouraging and define a path modeling in soil formation from hardened materials, which provides important elements in soil genesis.

**Key words:** ardened layers , polysaccharides , humic acids, fulvic acids , soil genesis , hierarchy units.

## Introducción

La adición de materia orgánica a los tepetates y el establecimiento de especies vegetales después de su roturación, son prácticas comunes en la habilitación agrícola, pecuaria y forestal de estos sustratos que se caracterizan por su baja fertilidad. Sin embargo, el efecto de dichas prácticas en la reorganización de los fragmentos que se obtienen de la roturación y, la posterior formación de suelo, han sido poco estudiados. Los tepetates son capas endurecidas de origen piroclástico, modificadas por procesos edafogénicos, que se presentan en el perfil de algunos suelos (Quantin *et al.*, 1992).

Generalmente, el tepetate subyace a una capa de suelo fértil, pero como resultado de la pérdida del suelo suele quedar expuesto y constituir un problema complejo, debido a que su afloramiento implica intensos procesos erosivos, exposición de un sustrato no apto para el desarrollo de especies vegetales y altos costos de inversión para su habilitación a un uso determinado. La explotación de las áreas en las que el tepetate aflora, es muy limitada debido a la dureza y bajo contenido de carbono, nitrógeno y fósforo que caracteriza a este sustrato (Etchevers *et al.*, 1997). En estado natural, el tepetate presenta una porosidad inferior a 30%, con dominio de micro poros y dureza superior a  $15 \text{ kg cm}^{-2}$ , todo lo cual afecta negativamente el movimiento del agua en el perfil, el intercambio gaseoso, la emergencia de las plántulas, el crecimiento radical y la actividad microbiana (Acevedo *et al.*, 2001; Zebrowski, 1992).

La roturación constituye el medio más eficiente para disminuir la dureza e incrementar la macro porosidad del tepetate (Prat *et al.*, 1997), ya que genera fragmentos que facilitan el crecimiento radical y la retención y movimiento del agua; no obstante, durante los eventos pluviales y con el laboreo, el tepetate es altamente susceptible a la recompactación, incluso, a la recementación (Lauffer *et al.*, 1997). Para suplir la deficiencia de fósforo y nitrógeno de este sustrato, es común la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes inorgánicos, pero su uso indiscriminado induce la formación de costras superficiales y afecta la química del suelo (Acevedo *et al.*, 2001). En el caso de las enmiendas orgánicas, liberan nutrimentos suficientes para la manutención de cultivos y contribuyen positivamente a la estructuración del sustrato. La materia orgánica favorece la agregación estable y previene la recompactación de los fragmentos (Báez *et al.*, 2002; Velázquez *et al.*, 2001).

Los compuestos que resultan de la descomposición y resíntesis de la materia orgánica, ejercen una influencia diferencial en el sustrato. Los polisacáridos constituyen la fracción dominante en el suelo, por ser los primeros productos de la alteración de los abonos y el componente principal de los exudados radicales; su contenido es un indicador confiable de fertilidad y su participación en la agregación se relaciona con el establecimiento de enlaces entre la fracción mineral cuando los polímeros están cargados y, con recubrimientos hidrófobos, si son neutros (Guggenberger y Zech, 1994). De acuerdo con Crowley (2001), los polisacáridos forman agregados  $>0.25 \text{ mm}$  e incrementan la estabilidad de aquellos  $<0.5 \text{ mm}$ . En el caso del humus, por su gran área superficial (hasta  $900 \times 10^3 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ ) y capacidad de intercambio catiónico ( $150 \text{ a } 1400 \text{ cmol}^+ \text{ kg}$ ), es un agente de unión permanente en microagregados; se menciona, incluso, que los agregados con mayor estabilidad se encuentran unidos por compuestos con pesos moleculares altos, atribuibles a los grupos fenólicos de los ácidos húmicos, lo que sugiere que son más eficientes en la estructuración que los grupos carboxilo de los ácidos fúlvicos (Christopher, 1996).

En el caso de los suelos, el proceso de formación, estabilización y rompimiento de agregados se ha aproximado mediante el uso del concepto de jerarquía de agregación introducida por Tisdall y Oades (1982) quienes propusieron una jerarquía de formación de macroagregados ( $>0.25 \text{ mm}$ ) a partir de microagregados ( $<0.25 \text{ mm}$ ), en la que la unión de las partículas minerales primarias con compuestos orgánicos, era lo que daba lugar a la formación de estos últimos. Posteriormente, Oades (1984) modificó la teoría y propuso que el proceso de agregación era inverso, de tal manera que primero se formaban grandes macroagregados y, como resultado de su alteración por fuerzas de impacto y rompimiento como la lluvia, el laboreo o el arrastre, se liberaban diferentes tamaños microagregados, hasta llegar a los más pequeños ( $<20 \text{ }\mu\text{m}$ ).

Dado que la habilitación del tepetate y su integración al proceso productivo, dependen en gran parte de la calidad de los compuestos que se adicionan al sustrato y su dinámica de transformación, el objetivo del estudio fue cuantificar, dentro del complejo orgánico, los polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, que aporta al tepetate el cultivo de higuera (*Ficus carica* L.) y pasto Rhodes (*Chloris gayana* Kunt), así como la adición de estiércol de bovino, para establecer si existe una relación entre las fracciones orgánicas y la formación de agregados estables, a partir de fragmentos. Los datos experimentales se usaron para aproximar un esquema que permitiera la modelación temporal de la dinámica estructural de los tepetates, asociada a los agentes cementantes del carbono y sus componentes bioquímicos.

## Materiales y métodos

Los datos para el análisis se obtuvieron de un experimento en invernadero, con tepetate del municipio de Tetela del Volcán, Morelos, México (18°51'34.3" Norte y 98°44'16.6" Oeste; 2127 m s.n.m.). Las características iniciales del tepetate fueron: color pardo amarillento en seco (10YR6/4) y pardo amarillento oscuro en húmedo (10YR4/4), densidad real de 2.3 Mg m<sup>-3</sup>, densidad aparente de 1.7 Mg m<sup>-3</sup>, dureza de 24 kg cm<sup>-2</sup>, textura franca (50, 27 y 23% de arena, limo y arcilla, respectivamente), pH fue neutro (7.1), contenido de materia orgánica muy bajo (0.3%), capacidad de intercambio catiónico media (22.7 cmol<sup>+</sup>kg<sup>-1</sup>), contenido de bases intercambiables alto (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>, 11.5, 7.2, 1.3 y 1.0 cmol<sup>+</sup>kg<sup>-1</sup>, respectivamente) y saturación de bases alta (92.5%). El contenido de carbono (2 g kg<sup>-1</sup>), polisacáridos (4 g kg<sup>-1</sup> del C total), ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (30 y 50 g kg<sup>-1</sup> de la fracción húmica) fue muy bajo. Las plantas utilizadas fueron higuera, *Ficus carica* L. y pasto Rhodes, *Chloris gayana* Kunt. Como enmienda orgánica se usó estiércol de bovino y, como inorgánica, sulfato de amonio, superfosfato de calcio simple y cloruro de potasio.

El tepetate se rompió con martillo y los fragmentos <20 mm de diámetro se colocaron en macetas sin perforaciones, en cantidades de 5 kg. El estiércol se aplicó como dosis única de 72 Mg ha<sup>-1</sup>. La fertilización inorgánica fue anual; en los tratamientos con higuera se aplicó la fórmula 80-80-20 y en el pasto 250-200-00. El análisis de variables de respuesta se realizó cada 12 meses, por dos años, a partir de muestras de tepetate de cada maceta.

El carbono orgánico se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio; los polisacáridos totales por la técnica del ácido-fenol-sulfúrico; la fracción húmica total se evaluó mediante el método de espectroscopía visible-UV de los ácidos húmicos. Los ácidos fúlvicos se separaron por precipitación de los húmicos con ácido sulfúrico 1:1 v/v. El contenido de ácidos húmicos se determinó como un paso posterior a la separación de los fúlvicos. En ambos casos el carbono se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio. Todo lo anterior se hizo con base en Nelson y Sommers (1996). La agregación en seco se evaluó por la técnica de Yoder (Kemper y Rosenau, 1998) y la estabilidad en húmedo por la técnica de Klute (Kemper y Rosenau, 1998).

### Modelación de los datos

La estabilidad de los agregados bajo diferentes enmiendas, o ingresos de materia orgánica, generalmente se analiza mediante el uso de índices (Marquez *et al.*, 2004), lo que dificulta su definición. La exploración de la evolución temporal de la estabilidad de los agregados con diferentes tipos de ingresos requiere, necesariamente, la inclusión de modelos que estén en función de los efectos temporales (corto, mediano o largo plazo) de los agentes cementantes (Abiven *et al.*, 2008) y acordes con las características (físicas, químicas y bioquímicas) de los ingresos al sustrato (Abiven *et al.*, 2008 y 2009).

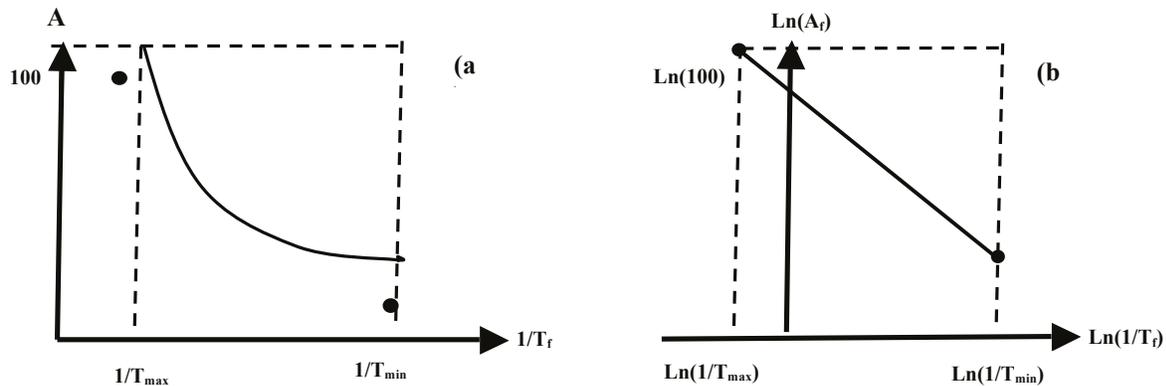
Con respecto a los índices de estabilidad de los agregados, en este trabajo se utiliza un enfoque holístico para su definición y la modelación temporal de ésta, en donde el tiempo se define en forma implícita.

Paz *et al.* (2013) y Velázquez *et al.* (2013) argumentan en favor de un modelo de distribución de la masa de las fracciones (tamaños) de los agregados, que se define por la ecuación 1.

$$A_f = A \left( \frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (1)$$

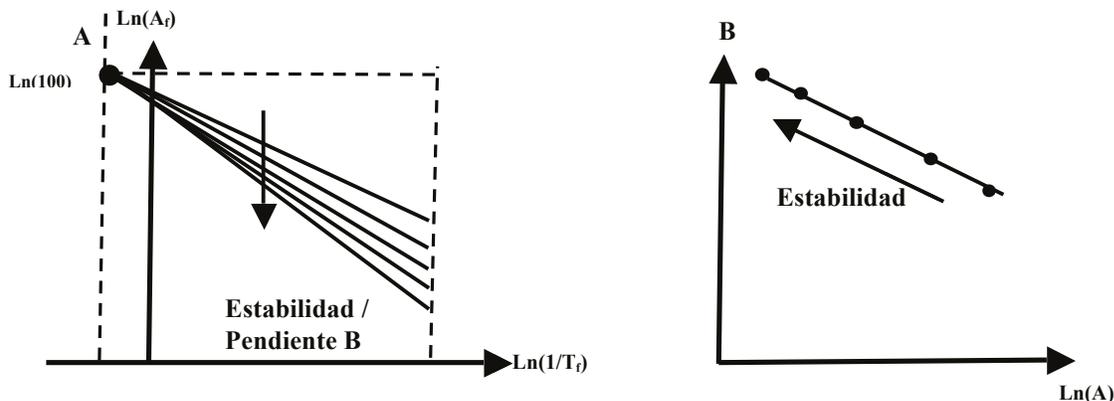
donde,  $A_f$  es la masa (en porcentaje) que se asocia a la fracción  $f$  de agregados y se define por el tamaño ( $T_f$ ).

La Figura 1a muestra un gráfico del modelo para los agregados y la Figura 1b la relación lineal del espacio log-log de su transformación.



**Figura 1.** Distribución del carbono por fracciones físicas para partículas de agregados. (a) Espacio normal y (b) Espacio transformado log-log.

La Figura 2a muestra el modelo definido para  $A_f$  en función de  $(1/T_f)$ , espacio log-log, para el caso de diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo de un uso del suelo particular, asociado a un suelo dado. La Figura 2b muestra la relación entre los parámetros  $\text{Ln}(A)$  y  $B$  de la relación (1).

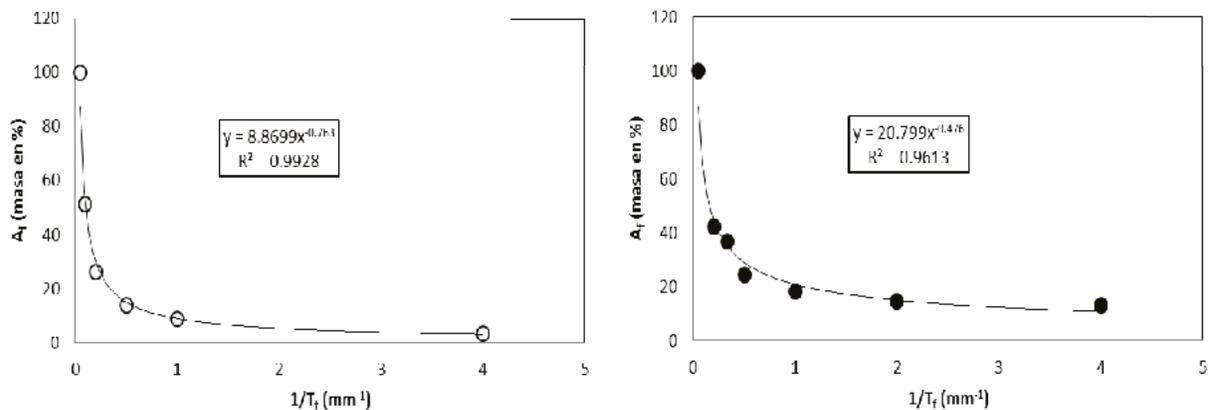


**Figura 2.** Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio  $\text{Ln}(1/T_f)$ - $\text{Ln}(A_f)$ . (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente  $B$  e intersección  $\text{Ln}(A)$  de las líneas rectas del modelo.

La relación entre los parámetros  $\ln(A)$  y  $B$  de la relación (1) es producto de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas que se intersectan en un punto común (Figura 2a), tienen una relación lineal de sus parámetros (Figura 2b) y, es la base del concepto de equivalencia ambiental que introdujeron Paz *et al.* (2009). Con este principio establece que es posible hacer equivalentes (en términos de la distribución de la masa de los agregados en los suelos y la distribución del carbono en estas masa) diferentes usos del suelo (medio ambiente) y prácticas asociadas a un uso del suelo (manejo). El usar valores de  $A_f$  en porcentaje, permite recentrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo.

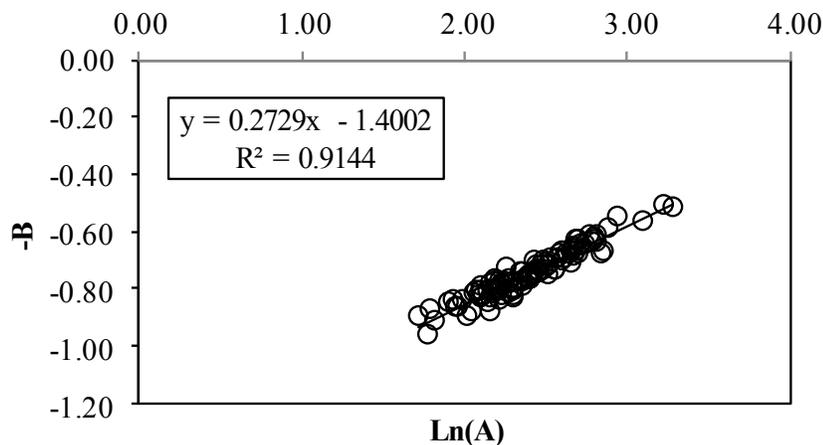
## Resultados

La Figura 3 muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la relación (1) para el caso de estabilidad en seco y la Figura 6b para estabilidad en húmedo. En lo general, los ajustes en seco ( $R^2 = 0.99$  promedio,  $n = 144$ ) resultaron mejores que los en húmedo ( $R^2 = 0.96$  promedio,  $n = 144$ ).



**Figura 3.** Ajuste del modelo  $(1/T_f)-A_f$ : (a) estabilidad en seco y (b) estabilidad en húmedo.

En la Figura 4 se muestra el ajuste del modelo de equivalencia ambiental, Figura 2b, pero usando  $-B$  en lugar de  $B$ . Al utilizar cuatro repeticiones y tres tiempos de observación (0, 12 y 24 meses) para un mismo tratamiento, se observa dispersión en el ajuste.

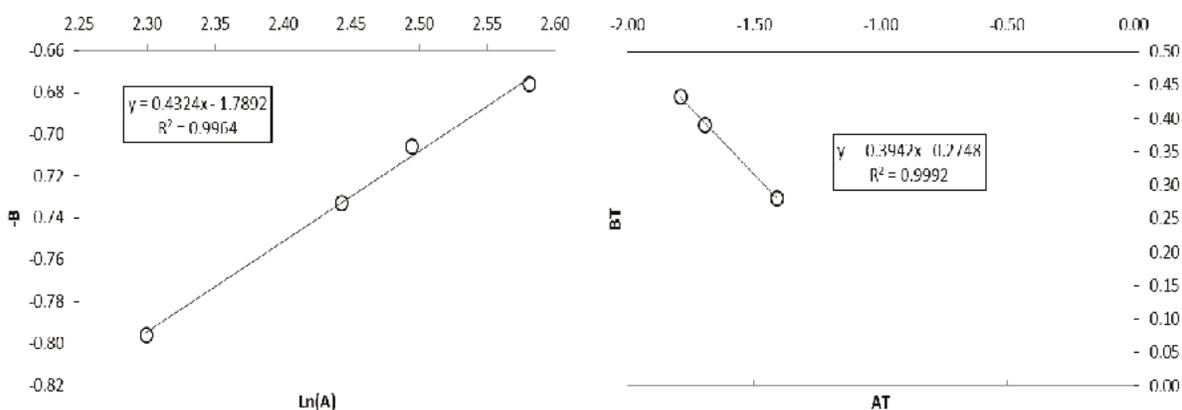


**Figura 4.** Modelo asociado al concepto de equivalencia ambiental general de la relación  $(1/T_f)-A_f$ .

En términos generales, cualquiera que sea el umbral de separación entre microagregados y macroagregados, un incremento en la pendiente B implica una mayor cantidad de masa (y carbono orgánico) en los macroagregados, con respecto a los microagregados.

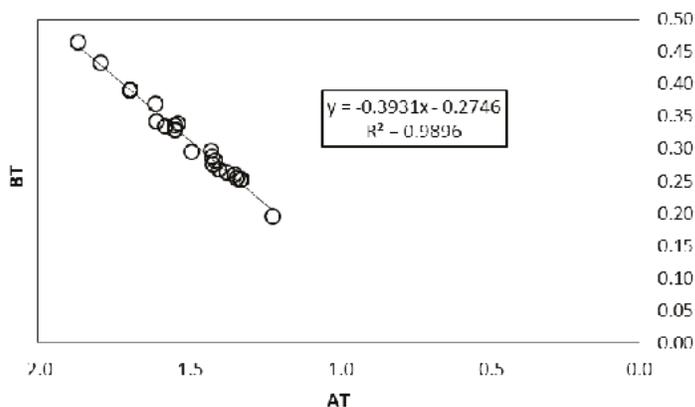
Es importante señalar que, en lo que se refiere a los experimentos de tepetates en macetas, el término agregados se refiere tanto a las unidades que resultan de la unión de unidades de menor tamaño, como a fragmentos de tepetate cementados de origen. Dada la relación lineal entre agregados y fragmentos (Báez *et al.*, 2013), los desarrollos que se presentan a partir de aquí, son válidos tanto para el caso de los agregados, como para la mezcla de agregados y fragmentos.

Una alternativa para sintetizar el modelo que se muestra en la Figura 4, es considerar primero, que las repeticiones para un tiempo de observación dado de un tratamiento, representan en realidad condiciones diferentes; aunque con menor variación cuando se mezclan los tratamientos. Así, la Figura 5a muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la Figura 2b a los parámetros de la relación (1) para el caso de las cuatro repeticiones de un tratamiento. En esa misma, la relación lineal de la Figura 5a,  $-B = AT + BT \{ \ln(A) \}$ ; con AT y BT que representan los meta-parámetros asociados a las repeticiones de un tratamiento, puede generalizarse a través de la relación con el tiempo de observación, Figura 5b.



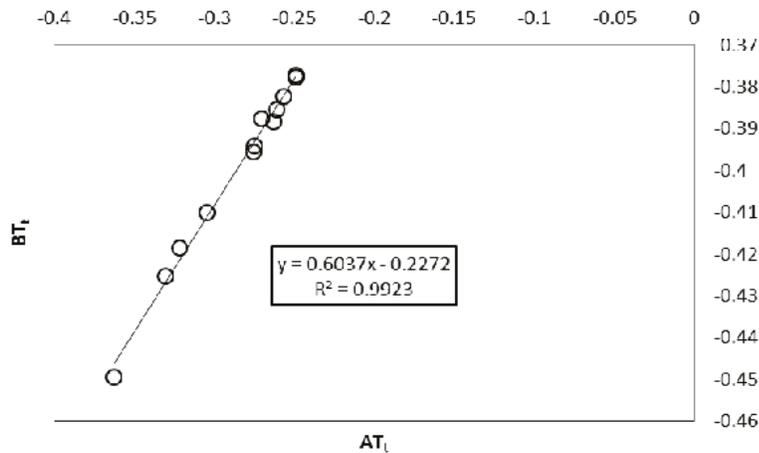
**Figura 5.** Ejemplo del ajuste del modelo de equivalencia ambiental: a) cuatro repeticiones de un tratamiento y b) tres tiempos de observación del tratamiento.

Con el esquema jerárquico que se introdujo para modelar el concepto de equivalencia ambiental, la Figura 6 muestra los resultados de la relación AT y BT para todos los tratamientos de estabilidad en seco (se incluyen datos adicionales a los de Velázquez *et al.*, 2013).



**Figura 6.** Síntesis jerárquica, con tiempos asociados, del concepto de equivalencia ambiental para la estabilidad en seco.

Adicionalmente, en la Figura 5b se tiene que  $BT = AT_t + BT_t(AT)$ , que representa un tratamiento en forma sintética: tres tiempos de observación con cuatro repeticiones cada uno. La Figura 7 muestra la relación entre  $AT_t$  y  $BT_t$  de todos los experimentos realizados.



**Figura 7.** Síntesis jerárquica generalizada del concepto de equivalencia ambiental para la estabilidad en seco.

### Parametrización del modelo

Para poder parametrizar el modelo de la evolución de  $BT$  (pendientes positivas) en función del carbono orgánico ( $CO$ ), ácidos húmicos ( $AH$ ), ácidos fúlvicos ( $AF$ ) y polisacáridos ( $PS$ ), para los tres tiempos de observación, se realizó un análisis estadístico multivariado, con los resultados siguientes ( $R^2 = 0.928$  y error estándar = 0.02285), ecuación 2.

$$BT = 0.285 + 0.0418CO - 1.001AH + 0.664AF - 0.399PS - 0.01036CO^2 + 0.163COxAH - 0.07586COxAF + 0.05945COxPS + 0.433AHxAF - 0.548AFxPS + 0.309PS^2 \quad (2)$$

En el esquema de jerarquías generalizado, la pendiente  $BT_t$  (tres tiempos), pendientes negativas, se parametrizó con los datos de  $CO$ ,  $AH$ ,  $AF$  y  $PS$  de la última fecha (24 meses) de medición ( $R^2 = 0.902$ , error estándar = 0.01631 (ecuación 3).

$$BT_t = -0.437 - 0.241AH + 0.145AF + 0.207PS - 0.352AHxAF + 2.013AHxPS - 0.899AFxPS - 0.215COxAH - 0.0536COxPS + 0.146COxAF \quad (3)$$

### Conclusiones

La distribución de agregados y carbono, por fracciones, para la estabilidad en seco y en húmedo permitió definir los patrones de formación de macroagregados y microagregados asociados a la formación de suelo a partir de tepetates. Mediante el uso de un modelo de distribución de masas por tamaños de fracciones de los agregados, se analizó un experimento de formación de suelos a partir de tepetates y se modeló el concepto de equivalencia ambiental. Los resultados muestran que es factible utilizar los conceptos y modelos propuestos en este trabajo, en forma sintética, para analizar los efectos de diversos tratamientos experimentales en una jerarquía que va del número de repeticiones al número de observaciones en el tiempo, sobre la formación del suelo. El modelo se parametrizó en función de datos experimentales del carbono orgánico, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y polisacáridos, con

coeficientes de correlación superiores a 0.90, lo que implica que puede usarse con información analítica de laboratorio.

## Bibliografía

- Abiven S., S. Menasseri, C. Chenu. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – a literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1-12.
- Abiven S., S. Menasseri, D. A. Angers, P. Leterme. 2008. A model to predict soil aggregate stability dynamics following organic residue incorporation under field conditions. *Soil Science Society of America Journal* 72:119-125.
- Acevedo O., A. Velázquez, D. Flores. 2001. Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados bajo condiciones de invernadero. *Terra* 19:363-373.
- Báez P. A., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, C. Prat, Ch. Ordaz, E. Núñez. 2002. C Orgánico y P Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36:643-653.
- Báez A., F. Paz, J. Etchevers, C. Hidalgo. 2013. Formación de agregados en cronosecuencias de tepetates. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 157-163.*
- Christopher T. B. S. 1996. Humic substances. *In: [http://agri.upm.edu.my/jst/resources/as/om\\_fractions.htm](http://agri.upm.edu.my/jst/resources/as/om_fractions.htm).*
- Crowley D. 2001. Function of siderophores in the plant rhizosphere. *In: Pinton, R., Z. Varanini, P. Nannipieri (eds). The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil – plant interface. Marcel Dekker Inc., New York, U.S.A. pp. 223-261.*
- Etchevers B. J. D., M. A. Pérez, G. H. Navarro. 1997. Dinámica de la materia orgánica y el N en tepetates habilitados para producción agrícola. *En: Zebrowski, C., P. Quantin, G. Trujillo (eds). Suelos volcánicos endurecidos. Quito, Ecuador. pp. 213-224.*
- Guggenberger G., W. Zech. 1994. Composition and dynamics of dissolved carbohydrates and lignin - degradation products in two coniferous forests, N. E. Bavaria, Germany. *Soil Biology and Biochemistry* 26:19-27.
- Kemper W. D., Rosenau R. C. 1998. Aggregate stability. *In: Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. A Klute. Madison, Wisconsin, USA. 1188 pp.*
- Lauffer M., Y. Leroux, C. Prat, J. L. Janeau. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados. *En: Zebrowski, C., Quantin P., G. Trujillo (eds). Suelos volcánicos endurecidos. Quito, Ecuador. pp. 443-456.*
- Marquez C. O., V. J. Garcia, C. A. Cambardella, R. C. Schultz, T. A. Isenhardt. 2004. Aggregate-size stability distribution and soil stability. *Soil Science Society of America Journal* 68:725-735.
- Nelson D. W., L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. D L Sparks. Madison, Wisconsin, USA. 1390 pp.*
- Oades J. M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76:319-337.
- Paz F., C. Hidalgo, J. Etchevers, M. Fuentes. 2013. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 92-99.*
- Paz, F., M. Odi, A. Cano, M. A. Bolaños, A. Zarco. 2009. Equivalencia ambiental en la productividad de la vegetación. *Agrociencia* 43:635-648.
- Prat C., A. Báez, A. Márquez. 1997. Erosión y escurrimiento en parcelas de tepetate  $t_3$  en Texcoco, México. *En: Zebrowski, C., P. Quantin, G. Trujillo (eds). Suelos volcánicos endurecidos. Quito, Ecuador. pp. 3371-383.*
- Quantin P., C. Zebrowski, C. Hidalgo. 1992. El material original de los tepetates  $t_2$  y  $t_3$  de la región de Texcoco (México): loess o cineritas?. *Terra* 10:178-182.
- Tisdall J. M., J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33:141-163.
- Velázquez A., D. Flores, O. Acevedo S. 2001. Formación de agregados en tepetate por influencia de especies vegetales. *Agrociencia* 35:311-320.
- Velázquez A., F. Paz, C. Hidalgo, J. Etchevers. 2013. Síntesis de los patrones asociados a la formación de agregados de suelos a partir de tepetates. *En: Paz, F., M. Bazán, V. Saynes (eds). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 137-145.*
- Zebrowski C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10:15-23.



## 1.47 Contribución del sistema agroforestal cacao en el almacenamiento del carbono en el sureste de México

Sánchez-Hernández Rufo<sup>1</sup>; Cámara-Cabrales Luisa del C.<sup>2</sup>; Valdés-Velarde Eduardo<sup>3</sup>; Mendoza-Palacios Juan de D.<sup>1</sup> y López-Noverola Ulises<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, carretera Villahermosa-Teapa km 25 R/A, CP 86280, La huasteca Segunda Sección Villahermosa, Tabasco. Autor para correspondencia: rusahe@hotmail.com

<sup>2</sup>División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 S/N, CP. 86150, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco.

<sup>3</sup>Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 carretera México-Texcoco, CP 56230Chapingo, Estado de México.

### Resumen

Se presentan los avances del proyecto de investigación denominado “Estimación del potencial de almacenamiento de carbono en el agroecosistema cacao en el estado de Tabasco”; consistentes en un análisis de imágenes mediante sistemas de información geográfico (SIG), una revisión bibliográfica, y recorridos de campo. Se observa abandono de las plantaciones de cacao. Se documentó que la moniliasis (*Moniliophthora roreri*), el pobre manejo de las plantaciones y la baja en el rendimiento redujeron la producción en un 43.7%, aunque oficialmente se reconoce una pérdida de la superficie del 2% entre el periodo 2000-2011. Sin embargo, en los recorridos de campo se ha observado el derribe de árboles de sombra y de cacao, para usarlos como madera y leña, así como un cambio de uso de suelo a pastizales. El análisis de imágenes advierte la presencia del cultivo en los municipios de Huimanguillo, Cárdenas, Comalcalco, Cunduacán, Jalpa de Méndez, Paraíso, Teapa y Tacotalpa. Se determinó que los sistemas agroforestales de cacao (SAFC) se distribuyen en suelos como Fluvisoles, Vertisoles y Gleysoles, los cuales son considerados como suelos que presentan un mayor potencial de almacenamiento de C, debido a su mayor contenido de arcilla. Por lo anterior, el presente estudio representa un instrumento muy importante para determinar la cantidad potencial de C que podrían almacenarse en los SAFC en Tabasco, y contribuir en la formulación de estrategias de abatimiento y adaptación al cambio climático, en favor del medio ambiente y de las familias productoras.

**Palabras clave:** sistemas agroforestales, *Theobroma cacao* L., carbono del suelo, biomasa aérea.

### Abstract

The advances of the research project called “Estimation of the potential of carbon storage in the cocoa agroecosystem on Tabasco State” are presented. These consist of an image analysis using geographic information systems (GIS), a literature review, and field trips. Abandoned cocoa plantations are observed. Was documented that the moniliasis (*Moniliophthora roreri*), poor management of plantations and the low performance of the production in a 43.7%, although officially it recognize a loss of 2% of the surface in the period 2000-2011. However, the field trips have evidenced the takedown of shade trees and cocoa, for to use them as wood and firewood, as well for to do a soil change use to grassland. The image analysis warns the presence of cocoa crop in the municipalities of Huimanguillo, Cardenas, Comalcalco, Cunduacán, Jalpa de Méndez, Paraíso, Teapa and Tacotalpa. It was determined that cocoa agroforestry (SAFC) are distributed in soils Fluvisoles, Vertisols and Gleysols, which are considered as soils with greater storage potential of C, due to its higher clay content. Therefore, this study represents an important instrument to determine the potential amount of C that could be stored in the SAFC in Tabasco, and contribute to the formulation of strategies for to reduce and adaptation to climate change in benefit of the Environment and farming families.

**Key words:** agroforestry systems, *Theobroma cacao* L., soil carbon, aboveground biomass.

## Introducción

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) 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 aumentó 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 (C) 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 y Maser, 2001). El C 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 C” eficientes que permiten equilibrar la concentración de este elemento (Breymer *et al.*, 1996; Shaver y Aber, 1996; Torres, 2005).

El sistema agroforestal cacao (SAFC) posee una diversa gama de asociación de plantas con alto potencial para producir diversos beneficios a las familias que se dedican a la actividad (Ramírez-Meneses, 2009; Sotomayor *et al.*, 2008). El árbol de cacao (*Theobroma cacao* L.) se cultiva normalmente en sistemas agroforestales en estrecha asociación con diversas especies arbóreas y otras plantas útiles. La diversidad florística en estos sistemas se puede agrupar en recursos forestales maderables y no maderables (RFM y RNFM). Los RFM brindan servicios ambientales a la sociedad, tales como conservación de agua, suelo y biodiversidad, mitigación del cambio climático y del calentamiento global, y en particular por la capacidad para fijar el C atmosférico.

Algunas investigaciones recientes han documentado los efectos que los SAFC tienen sobre los indicadores de fertilidad del suelo; se sabe que propiedades físicas y químicas son afectadas favorablemente en la capa superficial de 0-20 cm, debido a que pueden mantener importantes cantidades de C orgánico, por lo que después de seis años de establecido el SAFC, las propiedades edáficas tienden a estabilizarse en niveles similares a la de los bosques secundarios en su estado natural (Arévalo-Gardini *et al.* 2015).

De acuerdo con Schroth *et al.*, (2015) la estrategia de incentivar la conservación de bosques naturales como sumideros de C, ha dejado de lado la posibilidad de explorar la capacidad que pueden tener algunos sistemas agroforestales intervenidos por el hombre, como es el caso de los SAFC, los cuales pueden llegar a acumular una masa arbórea representada por los árboles de sombra, así como por los propios árboles de cacao, la cual puede almacenar cantidades de C superiores a la de bosques naturales, inclusive el hecho de suprimir la sombra a través de la reducción de la densidad de árboles grandes, ayuda a hacer más eficiente la capacidad de almacenamiento, ya que algunos árboles debido a sus altos diámetros y edades, pierden su capacidad de captura de C. Los sistemas agroforestales (SAF) diversos que combinan mayor diversidad en el dosel, son los que pueden lograr sinergias entre servicios como la captura de C, con miras a enfrentar el cambio climático, ya que dicho C almacenado se contiene en las especies leñosas del dosel de sombra (Pinoargote, 2014).

En México, la mayor parte de la producción de cacao se localiza en los estados de Chiapas y Tabasco con una superficie de 61 320 ha de la cual dependen 47 000 productores. Sin embargo, actualmente el cultivo de cacao enfrenta problemas de baja producción y bajos precios, lo que desmotiva a los productores para mantener sus cacaotales y el número de plantaciones va a la baja, lo que representa la pérdida de un sistema de producción que mantiene una cubierta arbórea, que provee de una gran cantidad servicios ambientales (Bautista-Mora *et al.*, 2015).

El objetivo de la investigación es determinar la capacidad de almacenamiento de C en los diferentes componentes del sistema agroforestal cacao en el estado de Tabasco. En el presente trabajo se presentan algunos avances y se analiza la situación de la actividad cacaotera en la entidad.

## Materiales y métodos

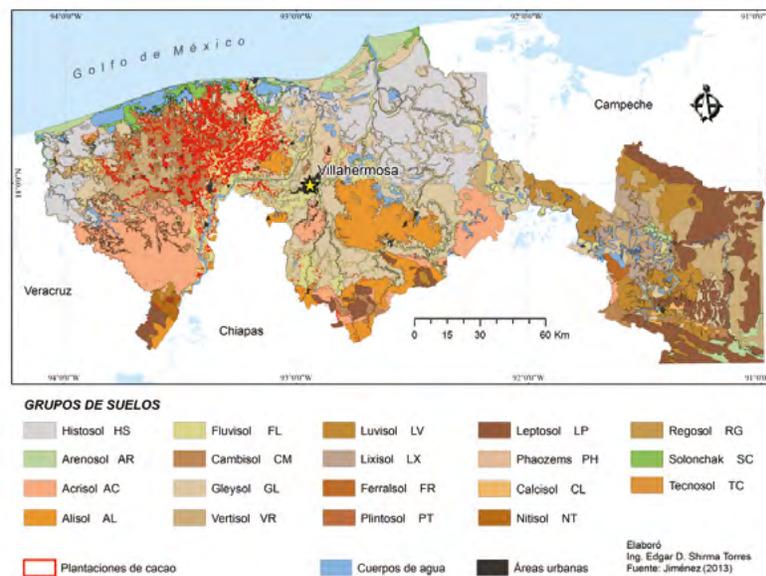
El estudio se desarrolla en los todos los municipios del estado de Tabasco, reportados oficialmente como productores de cacao. Se realizan recorridos de campo para tomar puntos de ensayo a través de equipos GPS, con los que se generaron mapas temáticos de los suelos y las plantaciones de cacao, a través de Sistemas de Información Geográfico (SIG); mediante álgebra de mapas se intersectaron ambos mapas para identificar las plantaciones de cacao según los tipos de suelos. Como mapa base se utilizó el mapa de suelo del estado de Tabasco elaborado por Jiménez (2013). De acuerdo al tipo de suelos identificados en el mapa, se seleccionaron sitios de muestreos de manera aleatoria. En campo se están realizando inventarios forestales para identificar las especies que conforman el sistema agroforestal, y se cuantificarán los volúmenes de la biomasa arbórea a través de mediciones dasométricas y ecuaciones alométricas. Mediante muestreos destructivos se colectan muestras de los componentes leñosos y no leñosos (raíz, hojas, tallos) para determinar las concentraciones de C con las cuales se podrán interpolar la capacidad de almacenamiento de cada especie y por unidad de superficie en el SAFC. De cada grupo de suelo se realizan descripciones de perfiles de acuerdo a la metodología propuesta por Cuanalo (1990). La descripción del perfil, junto con una serie de análisis químicos y físicos recomendados, se corrobora la clasificación del suelo de acuerdo a la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo, conocida como la WRB (ISRIC/SICS/FAO, 2014).

Para determinar la capacidad de almacenamiento en el suelo del cacaotal se determinará la concentración de C expresada en gramos por kilogramo de suelo ( $\text{gr kg}^{-1}$ ); con el valor calculado de la densidad aparente ( $\rho_b$ ) se realizará una extrapolación para calcular el C almacenado en 1 ha de suelo, expresado en ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ).

## Resultados y discusión

Según los resultados del análisis de imágenes, las plantaciones se distribuyen en los municipios de Huimanguillo, Cárdenas, Comalcalco, Cunduacán, Jalpa de Méndez, y como relictos en los municipios de Paraíso, Teapa y Tacotalpa; la mayor superficie se concentra en los municipios de Cárdenas, Cunduacán y Comalcalco (Figura 1). Esto confirma que la distribución se mantiene en los mismos municipios que fueron reportados por López *et al.*, (2005), quienes señalaron que el 96% de la superficie del SAFC se distribuye en la región de la Chontalpa y 4% en la Sierra. Según SAGARPA (2010), en Tabasco la superficie plantada era de 41 117 ha de donde se obtuvieron 16 560 t de cacao seco. Sin embargo el mismo organismo oficial reportó una superficie de 49 196 ha en 2013, aunque se reconoce una variación de -0.5% con respecto al año 2012, en tanto que la disminución acumulada fue de -2.2% con respecto al año 2000. No obstante que de manera oficial se reconoce una ligera disminución en la superficie cultivada, la producción tuvo una caída que asciende al 43.7% entre el periodo de 2000-2011, pasando de 46 700 a 24 700 t (Díaz-José *et al.*, 2013), por lo que aunque las plantaciones pueden estar aún presentes, éstas permanecen en el abandono y más recientemente están siendo deforestadas para hacer un cambio de uso de suelo, principalmente a pastizales o bien para aprovechar los recursos forestales maderables, ya sea para muebles o leña (Figura 2).

Según los resultados, el 99.27% de los SAFC se distribuyen en suelos Fluvisoles (65.9%), Cambisoles (24.2%), Gleysoles (5.1%) y Vertisoles (4.0 %). Según la WRB (ISRIC/SICS/FAO, 2014) los Vertisoles, Gleysoles y Fluvisoles son suelos localizados en zonas planas o bajas, ricos en arcillas, que se forman por depósitos recientes; mientras que los Cambisoles suelen tener una textura más franco arenosa, mejor estructurados y se encuentran en zonas fisiográficas más elevadas.



**Figura 1.** Distribución espacial de las plantaciones de cacao según tipo de suelo en el estado de Tabasco.



**Figura 2.** Deforestación de las plantaciones de cacao para cambio de uso de suelo y aprovechamiento de madera para leña en el estado de Tabasco.

Según Barreto *et al.*, (2011) los stocks de C y N, así como la fracción oxidable de C son mayores en suelos ricos en arcillas. Los mismos autores señalan que en la superficie del suelo de los SAFC se acumula la fracción lábil del C, el cual juega un papel muy importante en los ciclos de los nutrientes. Así el SAFC juega un rol importante en la protección del ambiente, ayuda a mitigar los impactos negativos de los gases de efecto invernadero, a través del almacenamiento de grandes cantidades de C orgánico en el suelo.

Díaz-José *et al.*, (2013) indican que la época de oro del cacao en Tabasco y en México ocurrió entre 1970-1990 cuando la superficie y el rendimiento aumentaron; sin embargo, en la actualidad las causas por las cuales los SAFC están siendo deforestadas obedecen a la aparición de la moniliasis (*Moniliophthora roreri*), pobre manejo de las plantaciones y bajo rendimiento.

Según Jacobi *et al.*, (2014) en la biomasa aérea de un SAFC tradicional se puede llegar a acumular hasta  $128.4 \pm 20 \text{ Mg ha}^{-1}$  en un dosel, en sistemas agroforestales sucesionales los stocks ascienden a  $143.7 \pm 5.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; mientras que en monocultivo, el C almacenado es mucho menor ( $86.3 \pm 4.0 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Sin embargo, en el suelo se estima que el C almacenado es de  $302 \text{ Mg ha}^{-1}$  en el



primer metro de profundidad, principalmente ocluido en los agregados, por lo que se puede considerar como el mayor mecanismo de protección de C en el suelo (Gama-Rodrigues, 2011).

Las tasas de acumulación de C en los SAFC en las diferentes regiones productoras del mundo son altamente variables; no obstante las tasas de acumulación en Latinoamérica son similares a las tasas de acumulación de C registradas en la mayor parte del mundo. Sin embargo, las cantidades de acumulación pueden ser potenciadas mediante una adecuada selección de los árboles de sombra, así como el manejo que se les dé a los mismos. Sin embargo, hay zonas productoras como las de la región de Bahía, Brazil, en donde una hectárea del SAFC puede almacenar hasta  $430.4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C biomasa aérea y suelo. Por ello, mientras en muchos países de Latinoamérica la superficie del SAFC se reduce, en otras partes del mundo como Brasil, el cultivo de cacao está siendo utilizado para reforestar amplias zonas de suelos degradados, debido a que se reconoce que los SAF son una excelente opción para reducir los efectos de la erosión y ayuda a restaurar la fertilidad del suelo. Además esta re-agroforestación permite aprovechar la coyuntura de que la demanda de cacao en el mercado internacional va a la alza, en tanto de que el SAFC se convierte en un aliado para la mitigación del cambio climático global debido a la capacidad que posee para capturar C (Schroth *et al.*, 2015).

El proyecto denominado “Estimación del potencial de almacenamiento de C en el agroecosistema cacao en el estado de Tabasco” es un proyecto que reúne los esfuerzos interinstitucionales de las Divisiones Académicas de Ciencias Agropecuarias y Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), y de la Universidad Autónoma de Chapingo (UACh). Contempla el desarrollo de una tesis de doctorado y dos de licenciatura, a la fecha se han identificado tanto los municipios como los tipos de suelos en los que se distribuyen los cacaotales, para continuar con los muestreos que permitan estimar las tasas de C almacenado en este importante SAF.

## Conclusiones

Los avances en el proyecto de investigación, la revisión bibliográfica, y los recorridos de campo, han permitido constatar el abandono de las plantaciones de cacao. Sin embargo, a pesar de que se ha documentado que el impacto que la moniliasis, el pobre manejo de las plantaciones y la baja en el rendimiento provocaron un impacto drástico en la producción; en los municipios que tradicionalmente se han dedicado a la actividad, la superficie se ha visto menos afectada, llegando a ser del 2% entre el periodo 2000-2011, según los organismos gubernamentales oficiales. Sin embargo, en los recorridos de campo se han observado el derribe de árboles de sombra y de cacao, para usarlos como madera y leña, así como un cambio de uso de suelo a pastizales. Se determinó que los SAFC se distribuyen en suelos como Fluvisoles, Vertisoles y Gleysoles, los cuales son considerados como suelos que presentan un mayor potencial de almacenamiento de C, debido a su mayor contenido de arcilla. Por lo anterior, el presente estudio representa un instrumento muy importante para determinar la cantidad potencial de C que podrían almacenarse en los SAFC en Tabasco, y contribuir en la formulación de estrategias de abatimiento y adaptación al cambio climático, en favor del medio ambiente y de las familias productoras.

## Bibliografía

- 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 forests and tundra. *Water, Air, and Soil Pollution* 70:39-53.
- Arévalo-Gardini E., M. Canto, J. Alegre, O. Loli, A. Julca, V. Baligar. 2015. Changes in Soil Physical and Chemical Properties in Long Term Improved Natural and Traditional Agroforestry Management Systems of Cacao Genotypes in Peruvian Amazon. *PloS one* 10:e0136784.
- Barreto P. A., E. F. Gama-Rodrigues, A. C. Gama-Rodrigues, A. G. Fontes, J. C. Polidoro, M. K. S Moço, V. C. Baligar. 2011. Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agroforestry systems* 81:213-220.

- Bautista-Mora E., J. Pérez-Flores, O. Ruiz-Rosado, A. Valdéz-Balero. 2015. Uso de recursos forestales maderables y no maderables del Sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco. *En*: Villanueva-Jiménez, Juan A., R. Jarquín-Gálvez (coord). Agricultura sostenible. Armonía entre el hombre y la naturaleza. Primera edición. Universidad de Aguascalientes. Aguascalientes, México. pp. 187-121.
- Breymeyer A. I., D. O Hall, J. M. Melillo, G. I. Agren. 1996. Global change: effects on coniferous forests and grasslands. John Wiley y Sons Ltd. Chichester, UK. 459 pp.
- Cuanalo C. H. 1990. Manual para la descripción de perfiles de suelos en el campo. 3a ed. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Díaz-José O., J. Aguilar-Ávila, R. Rendón-Medel, V. H. Santoyo-Cortés. 2013. Current state of and perspectives on cocoa production in Mexico. *Ciencia e Investigación Agraria* 40:279-289.
- Gama-Rodrigues E. F., A. C. Gama-Rodrigues, P. K. R. Nair. 2011. Soil carbon sequestration in cacao Agroforestry Systems: a case study from Bahia, Brazil. *In*: Kumar, B. M., P. K. R. Nair (eds). Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges. *Advances in Agroforestry* 8. Springer-Science, New York. pp. 85-99.
- IPCC. 2008. Climate Change and Water. Bates, B. C., Z. W. Kundzewicz, S. Wu, J. P. Palutikof (eds). Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva. 210 pp.
- ISRIC/SICS/FAO. 2014. IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports* No. 106. FAO, Rome. 191 pp.
- Jacobi J, C. Andres, M. Schneider, M. Pillco, P. Calizaya, S. Rist. 2014. Carbon stocks, tree diversity, and the role of organic certification in different cocoa production systems in Alto Beni, Bolivia. *Agroforestry Systems* 88:1117-1132.
- Jiménez R. 2013. Clasificación y caracterización de suelos de Tabasco con base en el enfoque geomorfopedológico. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas Tabasco, México. 158 pp.
- López A. A. P., V. H. Delgado, A. Azpeitia, J. López, J. Jiménez, A. Rodríguez, L. Fraire, R. Castañeda. 2005. El cacao en Tabasco: manejo y producción. INIFAP. ISPROTAB. Tercera edición. Instituto para el Desarrollo de Sistemas de Producción del Trópico Húmedo de Tabasco. Villahermosa, Tabasco, México. 54 pp.
- Ordóñez A., O Masera. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7:3-12.
- Pinoargote M. A. 2014. Almacenamiento de carbono y beneficios familiares obtenidos de cafetales en fincas de pequeños productores de Nicaragua. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 47 pp.
- Ramírez-Meneses A. 2009. Diversidad florística y macrofauna edáfica en plantaciones agroforestales de cacao en Cárdenas, Tabasco. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas Tabasco, México. 99 pp.
- Schroth G., L. C. Bede, A. O. Paiva, C. R. Cassano, A. M. Amorim, D. Faria, E. Mariano-Neto, A. M. Z. Martini, R. H. R. Sambuichi, R. N. Lôbo. 2015. Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and adaptation Strategies for Global Change* 20:1175-1190.
- SAGARPA. 2010. Impulsa SAGARPA producción de cacao. Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación. <http://www.actualidadesmexico.com.mx/2010/03/impulsasagarpa-producción-de-cacao/> (Consulta: noviembre 24, 2015).
- Shaver G. R., Aber J. D. 1996. Carbon and nutrient allocation in terrestrial ecosystems. *Scope-Scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions* 56:183-198.
- Sotomayor A., García E., González M., Lucero A. 2008. Modelos agroforestales. Sistema productivo integrado para una agricultura sustentable. Instituto Forestal de Chile, Castilla 109-C. 23 pp.
- Torres R. J. M. 2005. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: Captura de carbono y desempeño hidráulico. Instituto Nacional de Ecología. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/63/cap3.html> (Consulta: octubre, 2015).



## 1.48 Evaluación del contenido de carbono orgánico en suelos del cultivo intensivo de nopal en la delegación Milpa Alta, D. F.

Nicolás-González Alfredo<sup>1</sup>; Rivera-Martínez Juan G.<sup>1</sup>; Vela-Correa Gilberto<sup>2</sup> y Silva-Torres Beatriz<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Delegación Iztapalapa, CP 09340, D.F., México. Autor para correspondencia: niquito\_1784@hotmail.com

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, D.F., México.

### Resumen

El calentamiento global y la acelerada degradación de suelos mediante el uso inmoderado de energía fósil y la intensificación de la agricultura extensiva han ocasionado efectos adversos en la naturaleza. La captura y secuestro de carbono a través de la vegetación es una estrategia que intenta mitigar la degradación ambiental. Existen prácticas agrícolas que pueden acumular y capturar carbono en suelo como la labranza mínima, cobertura orgánica y uso de cultivos perennes. Esto además conlleva otros beneficios como el mejoramiento del suelo e incremento de la productividad. El cultivo de nopal verdura presente en la delegación Milpa Alta, es un cultivo que permite 52 cortes a lo largo del año y tiene un promedio de vida de 20 años en producción con rendimientos promedio de 45 ton/año. Además se estima que son fertilizadas con 600 ton/ha de estiércol fresco de bovino. Se muestrearon suelos de tres parcelas de nopal a dos profundidades, de 0 a 20 y de 20 a 40 cm así como una parcela de cultivo de maíz para contrastar resultados. El análisis estadístico mostró una diferencia significativa en el contenido de carbono entre cultivos a profundidad de 0 a 20 cm; el contenido de maíz fue de 72 ton/ha y el nopal de 106 ton/ha. Para la profundidad de 20 a 40 cm no existe diferencia significativa, se obtuvo 76 ton/ha para maíz y 79 ton/ha para nopal.

**Palabras clave:** captura de carbono, abono orgánico y agricultura urbana.

### Abstract

Global warming and accelerated degradation of soils through the immoderate use of fossil energy and the intensification of extensive agriculture have induced negative effects on nature. The carbon capture and sequestration through vegetation is a strategy that tries to mitigate the environment degradation. There are agricultural practices that can accumulate and sequester carbon in soil, like minimum tillage, organic cover, and the use of perennial crops. This also entails others benefices as the improvement of soil and the increase of productivity. The nopal verdure crop present in Milpa Alta delegation is a crop that lets harvest 52 times throughout per year and the average of nopal plant life is 20 years in production, with yields approximately of 45 tons per hectare yearly. In addition, it is estimated that this crop is fertilized with 600 ton/ha of fresh bovine manure. Soils of three plots of nopal were sampled at two depths, 0 to 20 and 20 to 40 centimeters, and also a traditional plot of maize to contrast the results. Statistical analysis showed a significant difference of carbon between crops at depth 0 to 20 cm; the maize levels was 72 ton/ha and nopal was 106 ton/ha. To the depth of 20 to 40 cm there was no significant difference, it was obtained 76 ton/ha for maize and 79 ton/ha for nopal.

**Key words:** carbon capture, organic fertilizer and urban agriculture.

## Introducción

El desarrollo industrial que el hombre llevó a cabo en el siglo XX propició un aumento en la explotación de los recursos naturales. Esto llevó a cambiar el paisaje terrestre del planeta en un periodo de tiempo muy corto (SEMARNAT, 2007). La cantidad y la velocidad con que se obtienen los recursos naturales aumentaron con el uso de máquinas de combustión interna y el uso de energía que proporciona el petróleo (PNUMA, 2003). Los gases resultantes del uso de combustibles fósiles para el funcionamiento de la industria, son el principal causante de adversidades relacionadas con que la temperatura global del planeta vaya en aumento. A estos gases se les denomina gases de efecto invernadero (GEI) (Erickson, 1994). Dentro de los GEI destaca el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) por ser el que en mayor cantidad se genera por la actividad del hombre y al que más atención se le ha dado.

Existe un fuerte interés mundial por estabilizar la abundancia de  $\text{CO}_2$  Antropogénico para reducir los riesgos del calentamiento global. Entre las estrategias para reducir las emisiones de  $\text{CO}_2$  destaca la captura y secuestro de carbono en los denominados sumideros de carbono (Schrag, 2007). Los sumideros de carbono es donde el carbono es almacenado, pueden ser terrestres u oceánicos. Para el caso de la captura de carbono en los sumideros terrestres, es la transferencia del  $\text{CO}_2$  atmosférico y llevado a depósitos bióticos y edafológicos. Dicho proceso se lleva a cabo a través de la capacidad de las plantas de capturar y transformar en biomasa el  $\text{CO}_2$  atmosférico, llevado al suelo por la descomposición y acumulación de la biomasa sobre la superficie terrestre.

Los suelos son el segundo mayor sumidero de carbono, almacenando un aproximado de 2500 millones de ton (Lal, 2007). La principal forma que se encuentra el carbono en el suelo es en la materia orgánica. La conservación de la materia orgánica en suelos es de suma importancia, más para el caso de los suelos agrícolas, pues representa la producción de alimentos para el ser humano.

Generalmente el desarrollo de la agricultura intensiva ha implicado una pérdida de materia orgánica del suelo (FAO, 2002). Aunque con diversas variantes, se acepta de manera general que abajo del umbral del 2% de materia orgánica la calidad del suelo decaerá seriamente, por lo que el almacenamiento de carbono se vería comprometido (Loveland, 2002). Existen diferentes prácticas de manejo de tierras agrícolas para retener y/o aumentar el contenido de la materia orgánica. Dichas prácticas están asociadas a la llamada agricultura de conservación; labranza mínima o cero, rotación de cultivos y el uso de una cobertura vegetal protectora formada por materiales vegetales vivos o muertos sobre la superficie del suelo (FAO, 2002). Los cultivos perennes, por sus características de manejo, también son ideales para mantener y aumentar los niveles de carbono orgánico.

Un ejemplo del manejo de la agricultura de conservación es la aplicación de estiércol, ya que puede mejorar las propiedades físicas y los niveles de nutrientes presentes en suelo, además incrementa los niveles de carbono orgánico en suelo (Liu, 2013). Uno de los cultivos que se acercan a este tipo de manejo es el nopal verdura (*Opuntia ficus indica* L.) que se cultiva en la delegación Milpa Alta, al Sur del Distrito Federal. El nopal es una planta que de acuerdo a sus importantes usos en nuestro país destaca como xoconostle, forraje, nopal tunero y principalmente como verdura (INEGI, 2007). De acuerdo al Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera el cultivo de nopal en 2013 obtuvo un rendimiento de 62 t/ha y un total de 4331 ha sembradas en el DF (SIAP, 2013).

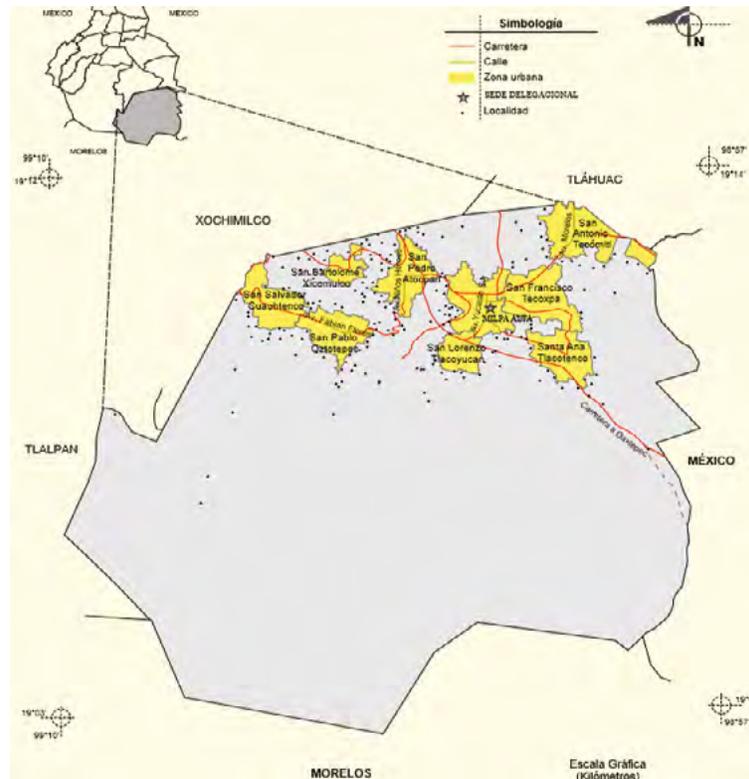
Los campesinos de la delegación Milpa Alta manejan los suelos de sus cultivos con altas concentraciones de estiércol, aproximadamente 600 t/ha año (Losada, 2001), principalmente de bovino, una labranza mínima, además de contar con un cultivo perenne. Dicho manejo se refleja en altos rendimientos productivos. Al observar que el manejo que reciben las nopaleras de la delegación Milpa Alta se acerca a la agricultura de conservación, se espera que repercuta positivamente al ambiente, aumentando la materia orgánica y consecuentemente los niveles de carbono orgánico en suelos.

En este trabajo de investigación se evaluaron los niveles de carbono orgánico total presentes en tres parcelas de nopal distribuidas en Milpa Alta. Utilizando la técnica de combustión húmeda. Los

resultados se compararán con el mismo tipo de mediciones en una parcela de maíz de manejo tradicional, determinando así los niveles de carbono orgánico.

## Materiales y métodos

La zona de estudio en la delegación Milpa Alta en el Sureste de la ciudad de México (Figura 1). La altitud y las marcadas pendientes de la Delegación de Milpa Alta, suministraron las condiciones naturales para la construcción de las terrazas y presencia del bosque.



**Figura 1.** Localización de la Delegación Milpa Alta en el D. F., la zona amarilla corresponde a la zona urbana de la Delegación. Imagen tomada de SEDESOL (2011).

Esta delegación tiene una extensión total de 28 813 ha y una altitud entre 2200 y 3600 m s.n.m. El rango de temperatura oscila entre los 6-16 °C y el de precipitación entre 700-1600 mm anuales. El uso de tierra que tiene la Delegación se distribuye de la siguiente manera: agricultura 33%, zona urbana 10%, bosque 49% y pastizal 8% (INEGI, 2014). Milpa Alta está compuesta por 12 pueblos autóctonos; el pueblo de San Lorenzo Tlacoyucan fue en donde se realizó el muestreo (Figura 2).



**Figura 2.** Puntos de muestreo de las parcelas evaluadas en la delegación Milpa Alta.

Para la evaluación de los niveles de carbono en suelos de las nopaleras se muestrearon tres parcelas de nopal y una de maíz, las muestras se dividieron en dos profundidades; de 0 a 20 cm y de 20 a 40 cm por cada punto de muestreo. Para el caso del nopal, en la parcela 1 se realizaron tres puntos de muestreo; para la parcela 2 se realizaron tres puntos de muestreo; y para la parcela 3 se realizaron dos puntos de muestreo; así mismo, en la parcela de maíz se obtuvieron dos puntos de muestreo. Las muestras se llevaron al laboratorio de edafología de la Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco, donde se realizó el manejo propicio en base a la norma mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 para estudio, muestreo y análisis de suelos (NOM, 2000). Posteriormente se analizaron por el método de Walkley y Black para la determinación de carbono orgánico.

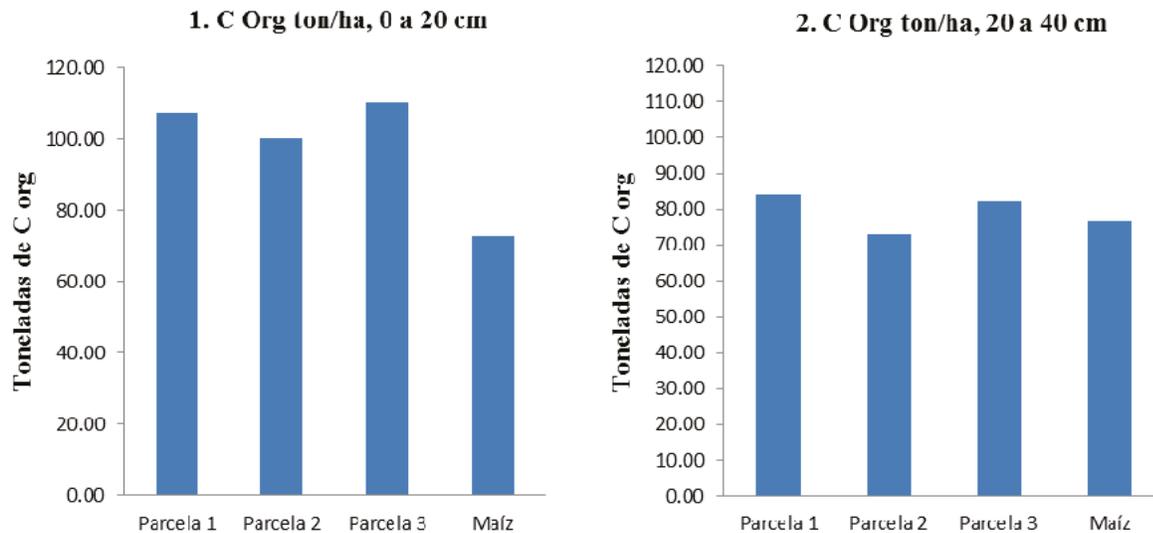
## Resultados y discusión

Los resultados a la profundidad de 0 a 20 cm muestran mayor contenido de carbono en las parcelas de nopal con respecto a la parcela de maíz, obteniendo por cada parcela los siguientes resultados: la parcela 1 registró un total de 107 ton de carbono orgánico; la parcela 2 registró 100 toneladas y la parcela tres con 110 toneladas de carbono orgánico, mientras que la parcela de maíz reportó contener una cantidad de 72 toneladas. Para el caso de los resultados de la profundidad de 20 a 40 cm, los valores se homogenizan para todas las parcelas y entre cultivos. Para el caso del cultivo de nopal, la parcela 1 reportó un nivel de 83 ton/ha de carbono orgánico, la parcela 2 reportó un valor de 73 ton/ha y la parcela 3 reportó un valor de 82 ton/ha. Para el caso de la parcela de maíz se obtuvo un valor de 76 ton/ha. Se aplicó una *t* de Student a los datos con un grado de confianza del 95%, la cual dio como resultado una diferencia significativa de los niveles de carbono orgánico entre cultivos a la profundidad de 0 a 20 cm, mientras a la profundidad de 20 a 40, no se encontró diferencia significativa.

La menor cantidad de carbono reportado en el suelo de maíz a profundidad de 0 a 20 cm es probablemente debido a la labranza que año con año recibe esta tierra, además que al ser una planta estacional, lo cual indica que no tiene la capacidad de almacenar constantemente carbono al suelo a través de sus raíces porque su ciclo de vida es muy corto para tener una retención significativa. A diferencia del nopal, los niveles de carbono orgánico a profundidad de 20 a 40 cm tuvieron poca variación e inclusive aumentó. Lo anterior probablemente se debe al volteo de la tierra que este cultivo recibe como parte de la preparación de suelo para la siembra, esto hace que la parte de suelo que se

encontraba en la superficie quede en una parte más baja; en muchos casos el suelo también se puede homogenizar debido al mismo movimiento del volteo.

Los niveles de carbono orgánico en las parcelas de nopaleras a la profundidad de 0 a 20 cm, se encuentran en valores por encima de las 100 ton/ha, valores altos en relación al maíz. Dichos valores se encuentran relacionados con la poca perturbación que los suelos de estos cultivos reciben y a las grandes cantidades de materia orgánica que reciben en forma de estiércol. Los valores de carbono orgánico a profundidad de 20 a 40 cm disminuyeron notablemente respecto a la primera profundidad (Figura 3). Probablemente a la mayor distancia que se encuentra de la fuente de materia orgánica, el estiércol. Ante la poca perturbación del suelo los niveles de carbono orgánico se acumulan de manera natural, lixiviándose de manera paulatina.



**Figura 3.** Niveles de carbono orgánico proyectado en toneladas por hectáreas (ton/ha), a profundidad de 0 a 20 cm y 20 a 40 cm.

## Conclusiones

Claramente se nota que los suelos de los cultivos de nopal contienen cantidades mayores de Carbono orgánico que el suelo del cultivo de maíz en los primeros 20 cm de profundidad. Los suelos del cultivo de nopal alcanzan valores para considerarse un cultivo que retiene carbono orgánico, prestando diversos beneficios que mejoran las condiciones ambientales y sociales del hombre. Los rendimientos promedio por hectárea son de 62 ton, estos son altos rendimientos que están relacionados a la alta concentración de carbono orgánico presente en forma de materia orgánica.

Realizando una proyección de los resultados obtenidos se estima que la cantidad de carbono presente en las 4331 ha que conforman las nopaleras de Milpa Alta es de 801 235 ton de carbono orgánico hasta los 40 cm de profundidad. Carbono que de no estar almacenado en estos suelos, gran parte podría encontrarse en la atmósfera en forma de CO<sub>2</sub>, contribuyendo los problemas ambientales.

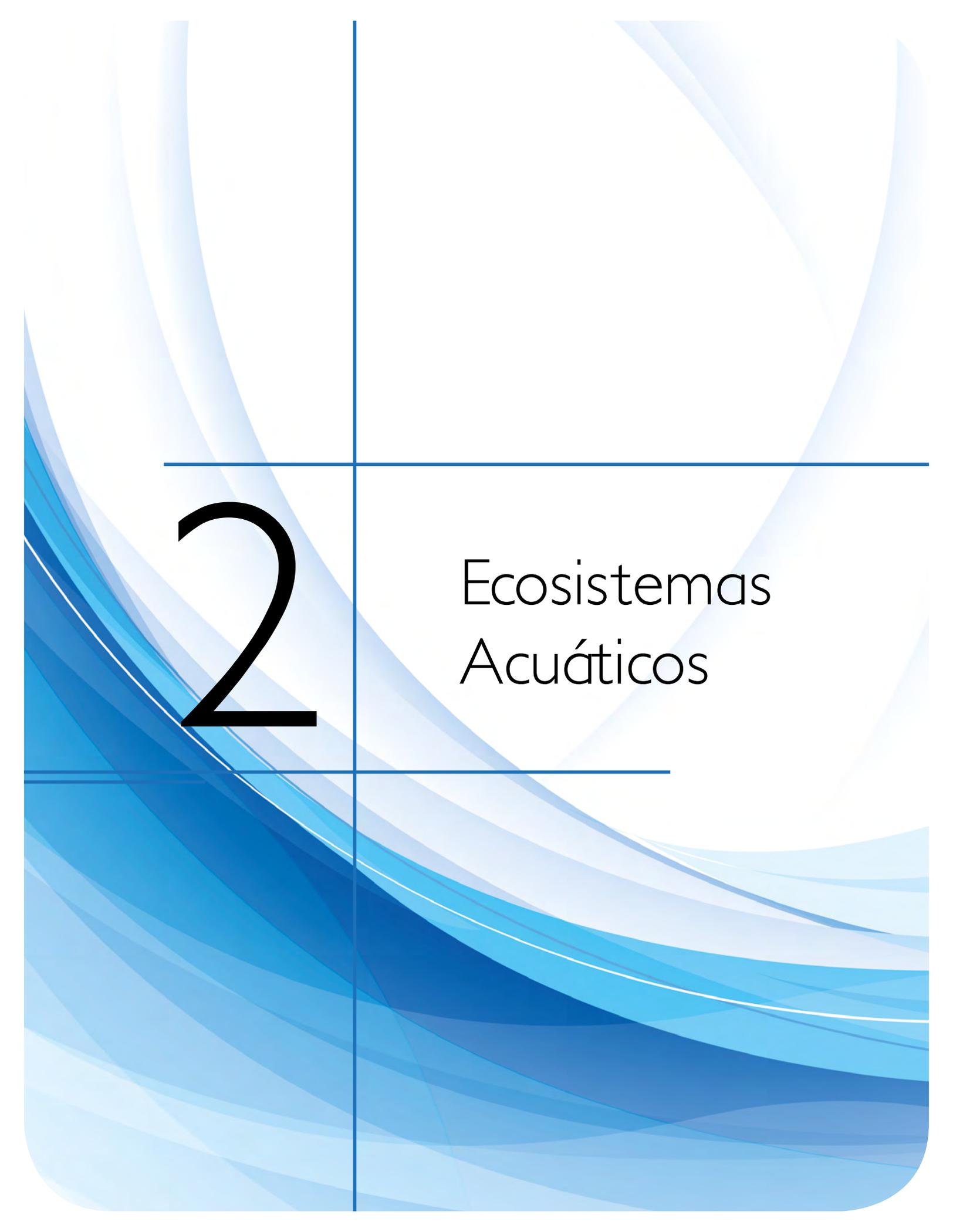
## Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, así como también a las autoridades de la Universidad Autónoma Metropolitana por las facilidades otorgadas a los participantes de la presente investigación.

## Bibliografía

- Erickson J. 1994. El efecto invernadero, el desastre del mañana, hoy. Serie McGraw-Hill de Divulgación Científica. pp. 1-2
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- INEGI. 2007. Características principales del cultivo de nopal en el Distrito Federal Caso Milpa Alta. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. [http://www.inegi.org.mx/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/agropecuario/2007/agricola/nopal\\_df/CulnopDF.pdf](http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/agropecuario/2007/agricola/nopal_df/CulnopDF.pdf)
- INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.inegi.org.mx/> (Consulta: enero 20, 2015)
- Lal. 2007. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:815-830.
- Liu X., X. Han, C. Song, S. J. Herbert, X. Baoshan. 2003. Soil organic carbon dynamics in black soils of China under different agricultural management system. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34:973-984.
- Losada H., J. Vieyra, R. Soriano, R. Bennett, J. Cortés, P. Zavaleta. 2001. Assessing the sustainability of a terraced agroecosystem for production of nopal vegetable (*Opuntia ficus-indica*) in the metropolitan Mexico City. *American Journal of Alternative Agriculture* 16:98-105.
- Loveland P., J. Webb. 2002. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70:1-18.
- NOM. 2002. Norma oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nom-suelos> (Consulta: octubre 23, 2014).
- PNUMA. 2003. Manual de Ecología Básica y de Educación Ambiental. Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente, Mesa México-Suiza. Crisis ambiental. pp 4-14.
- Schrag D. 2007. Preparing to capture carbon. *Science* 315:812-813.
- SEDESOL. 2011. Atlas de riesgos naturales de la delegación Milpa Alta <http://www.normateca.sedesol.gob.mx/> (Consulta: abril 12, 2014).
- SEMARNAT. 2007. ¿Y el medio ambiente? Problemas en México y el mundo. Secretaría del medio Ambiente y Recursos Naturales, México. <http://web2.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/yelmedioambiente.aspx> (Consulta: septiembre 04, 2014).
- SIAP. 2013. Sistema de información agropecuaria y de pesca. <http://www.siap.gob.mx/> (Consulta: enero 29, 2015).



The background features a vertical blue line and two horizontal blue lines that intersect to form a grid. The bottom-left corner is filled with a vibrant, multi-layered blue wave pattern that transitions from light to dark blue. The rest of the background is white with faint, light blue wavy patterns.

2

Ecosistemas  
Acuáticos



## 2.1 Reforestación de áreas de manglar impactadas por dragados con *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle* en la reserva de la Biosfera la Encrucijada de Chiapas, México

Salgado-Campuzano Ana P.<sup>1</sup>; Valdés-Velarde Eduardo<sup>1</sup> y Tovilla-Hernández Cristian<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: mariana\_lem53@hotmail.com

<sup>2</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Carretera Antiguo Aeropuerto km 2.5, CP 30700 Tapachula, Chiapas.

### Resumen

El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) en conjunto con la Universidad Autónoma Chapingo, apoyaron el presente trabajo con los bosques de manglares dentro de la reserva La Encrucijada. La reforestación en áreas impactadas por dragados y los sitios monitoreados se encuentran dentro del sistema lagunar de Chantuto. Las especies utilizadas fueron *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*, pues son las que mejor se adaptan a la zona. En el tiempo de estancia se lograron reforestar y registrar datos del estado en que se encontraban 64.5 ha, cumpliendo con la reforestación contemplada en el proyecto que financia principalmente la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Gran parte de la reserva de La Encrucijada ha sido severamente afectada por las fuertes explotaciones de recursos naturales, las deforestaciones y los dragados que llegan constantemente a los esteros que conforman este ecosistema de manglares. Una actividad relevante en el proyecto fue el monitoreo 20 sitios, los cuales se reforestaron desde que inicio el proyecto en noviembre del 2011, con las dos especies de manglar ya mencionadas; también se logró en las primeras semanas del temporal de lluvias coleccionar, fertilizar y reforestar (el 23 de mayo) con mangle rojo en el lote de Juan Antonio, una superficie aproximada de 750 m<sup>2</sup>. Se ubicaron los mejores sitios para la recolección de *Rhizophora mangle*, y se realizaron recomendaciones sobre el momento del trasplante, a las personas que producen plantas de *Conocarpus erectus*.

**Palabras clave:** manglar, reforestación, *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus*.

### Abstract

El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) in conjunction with the Autonomous University Chapingo, supported this work with mangrove forests in the reserve Crossroads. Reforestation in areas impacted by dredging and monitored sites are within the lagoon system Chantuto. The species used were *Conocarpus erectus* and *Rhizophora mangle*, they are the best suited to the area. In the time of stay they were achieved reforest and record data on which state has 64.5 ha in compliance with the reforestation project referred to in mainly funded National Forestry Commission (CONAFOR). Much of reservation Crossroads has been severely affected by heavy exploitation of natural resources, deforestation and dredging constantly reach the estuaries that make up this ecosystem of mangroves. An important activity in the project was 20 monitoring sites, which were reforested since the project began in November 2011, with the two aforementioned mangrove species; also achieved in the first weeks of rainstorm collect, fertilize and replant (May 23) with red mangrove in the batch of Juan Antonio, an area of approximately 750 m<sup>2</sup>. The best places for collecting *Rhizophora mangle* were located, and recommendations on the time of transplant, to the people who produce plants *Conocarpus erectus* were made.

**Key words:** mangrove, reforestation, *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus*.

## Introducción

El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), es reconocido como un centro multidisciplinario de investigación científica, su Laboratorio de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas Costeros, es donde realizan análisis físico-químicos para conocer el estado de los campos de trabajo, la reforestación de especies de manglar en zonas afectadas por fenómenos naturales y provocados. Los proyectos desarrollados dentro de la reserva de La Encrucijada, tienen como objetivo ser productivos y benéficos para el medio ambiente y sociedad, resaltando la reforestación en áreas impactadas por dragados. Este trabajo fue desarrollado en conjunto con la Academia de Ecología ubicada en el Departamento de Fitotecnia de la Universidad Autónoma Chapingo.

## Materiales y métodos

Dentro de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, se encuentra el Sistema Lagunar Chantuto (Figura 1), ubicado entre las coordenadas 15°09' y 15°17' latitud Norte y 92°45' y 92°55' longitud Oeste, tiene una extensión aproximada de 180 km<sup>2</sup> y está conformado por cinco lagunas principales: Chantuto, Campón, Tecuala, Cerritos y Panzacola; se conecta con el mar a través de Boca San Juan (Díaz-Ruiz *et al.*, 2006). La laguna de Chantuto forma parte de los municipios de Mapastepec y Villa de Acapetahua, con una superficie de 301.213 ha (LAIGE, 1998), los sitios reforestados y en reforestación con *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle* se muestran en la Figura 1 (Tovilla *et al.*, 2007).



**Figura 1.** Localización de los sitios en reforestación del Sistema Chantuto - Panzacola.

El trabajo en campo se realizó durante los años 2013 y 2014 identificando, delimitando, caracterizando y analizando las áreas reforestadas en continuo monitoreo y cuidado. Al realizar estas actividades, se recopilaban datos, como: fecha en que se recaudó la información, nombre de la zona reforestada, número de sitio, coordenadas geográficas, situación de la parcela (tenencia), especies de mangle presentes, vegetación que se presenta, número de plantas vivas o muertas que se encuentran en el sitio, causas de efectos positivos o negativos sobre las plantaciones, inundaciones máximas o

mínimas y fechas en las que se presentan, especies de fauna y flora presentes, actividades y amenazas en la zona y algunas otras observaciones, revisando el historial de cada sitio.

## Resultados y discusión

Los sitios que se trabajaron y monitorearon se encuentran dentro del sistema lagunar de Chantuto. Se utilizaron especies de *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus* pues son las que mejor se adaptan a la zona. En el tiempo de estancia se reforestaron y registraron datos del estado en que se encontraban 64.5 ha, equivalente a 20 tarquinas que se han trabajado (Cuadro 1). Se cumplió con la reforestación iniciada en noviembre del 2011 financiada principalmente por la CONAFOR. También se logró en las primeras semanas del temporal de lluvias del 2014 coleccionar propágulos, fertilizar y reforestar (el 23 de mayo) con mangle rojo en el sitio de Juan Antonio, una superficie aproximada de 750 m<sup>2</sup>. Se ubicaron los mejores sitios para la recolección de *Rhizophora mangle* y se hicieron recomendaciones a las personas que producen plantas de *Conocarpus erectus*, para que tengan mejores plántulas para la época de reforestación.

**Cuadro 1.** Datos de los sitios reforestados.

No. de Tarquina	Sitios reforestados	Densidad total de <i>C. erectus</i>	Plantas vivas	Plantas muertas	Muerte por herbívora	Muerte por estrés térmico	Plaga
1	El Campito	1493	1459	34	12	22	0
2	Manglon	446	419	27	13	14	0
3	Milpa	197	165	32	15	17	0
4	Tapo	0	0	0	0	0	0
5	Conchal	649	594	55	12	43	0
6	Nanche	1514	1358	156	59	97	0
7	Pizota	183	177	6	0	6	0
8	Pastizal	0	0	0	0	0	0
9	Ceiba	828	771	57	20	37	0
10	Roble	1232	1172	60	25	35	0
11	Pesadero	0	0	0	0	0	0
12	Amate	643	616	27	12	15	0
13	Encuentro	0	0	0	0	0	0
14	Botoncillo	614	588	26	13	13	0
15	Puente I	610	589	21	7	14	0
16	Sacrificio	844	832	12	3	9	0
17	Puente II	518	514	4	0	0	4
18	Tanque	546	528	18	5	13	0
19	Quemado	0	0	0	0	0	0
20	Juan Antonio	2068	1623	445	89	356	0

## Conclusión

En el proyecto iniciado en noviembre del 2011 hasta el 2014 se monitorearon e hicieron trabajos de campo y análisis que llevaron a mejores resultados de las plantaciones de las 64.5 ha, la producción y recolección de plántula.

Con los resultados de grados de salinidad, las mareas, los estados de los sitios en reforestación, se logró hacer una serie de recomendaciones y mejorías en el proyecto y en su futura extensión.



## **Bibliografía**

- Díaz-Ruíz S., A. Aguirre-Leon, E. Cano-Quiroga. 2006. Ecological evaluation of fish community in two lagoon-estuarine systems of the south of Chiapas, Mexico. *Hidrobiologica* 16:197-210.
- LAIGE. 1998. Laboratorio de análisis de información geográfica y estadística en el Colegio de la Frontera Sur.
- Tovilla C., R. L. Salas, J. C. De la Presa, E. Romero, F. Ovalle, R. Gómez, J. Hernández, E. De la Cruz, A. Hernández. 2007. Proyecto: Inventario forestal de los bosques de manglar de la costa de Chiapas. ECOSUR, Tapachula, Chiapas. 92 pp.

## 2.2 Aporte de CaCO<sub>3</sub> por cocolitóforos y foraminíferos planctónicos en dos ambientes costeros contrastantes del Noroeste de México

Rochín-Bañaga Heriberto<sup>1</sup>; García-Romero Felipe<sup>2</sup>; Aguirre-Bahena Fernando<sup>2</sup>; Cortés Mara Y.<sup>1</sup>; Lara-Lara Rubén<sup>3</sup>; Herguera-García Juan C.<sup>3</sup> y Bazán-Guzmán Carmen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Carretera al sur km 5.5, Apdo. Postal 19-B, CP 23080, La Paz, Baja California Sur, México. Autor para correspondencia: hrochin09@gmail.com

<sup>2</sup>Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Ave. IPN, Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, México.

<sup>3</sup>Oceanología, Centro de Investigación Científica y de Enseñanza Superior, Ensenada, Baja California, México.

### Resumen

El material en hundimiento fue colectado con dos trampas de sedimento Technicap modelo PPS-3/3 a 300 m de profundidad en la Cuenca Alfonso (CA), del suroeste del Golfo de California y en Ensenada Baja California (EBC). Ocho muestras fueron colectadas de septiembre a mayo del 2012 para CA y 12 durante abril a octubre de 2012 para EBC. En CA la exportación de calcita por cocolitos mostró flujos mínimos ( $0.5 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) en primavera y máximos flujos ( $20.4 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) en otoño. Mientras que los foraminíferos mostraron flujos mínimos ( $0.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) en invierno y máximos flujos ( $6.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) en otoño. Para EBC la exportación de calcita por cocolitos mostró flujos mínimos ( $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) en finales de primavera-principios de verano y máximos flujos ( $25.4 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) a principios de primavera. Mientras que los foraminíferos mostraron flujos mínimos ( $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) la mayoría de las muestras y máximos flujos ( $0.6 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) a finales de verano. *Calcidiscus leptoporus* y *Helicosphaera carteri* fueron las principales contribuidoras de calcita por cocolitos representando más del 60% del CaCO<sub>3</sub> total exportado. En CA la principal contribuidora fue *G. oceanica* Equatorial con 42% del CaCO<sub>3</sub> total exportado por cocolitos. Estas especies son probablemente las mayores contribuidoras de CaCO<sub>3</sub> en el Golfo de California y en las costas del Pacífico mexicano y podrían proporcionar pistas para futuros estudios paleoceanográficos.

**Palabras clave:** cocolitóforos, foraminíferos, trampas de sedimentos.

### Abstract

Sinking material was collected with two Technicap sediment trap (model PPS-3/3) at 300 m depth at Alfonso Basin (AB), southern Gulf of California and at Ensenada Baja California (EBC). A total of 20 samples were collected during September 2011-May 2012 for AB and during April-October 2012 for EBC. In AB calcite exported by coccoliths showed minimum fluxes ( $0.5 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in spring and maximum fluxes ( $20.4 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in autumn. While the foraminifera showed minimum fluxes ( $0.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in winter and maximum fluxes ( $6.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in autumn. In EBC calcite exported by coccoliths showed minimum fluxes ( $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in late spring-early summer and maximum fluxes ( $25.4 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in early spring. While the foraminifera showed minimum fluxes ( $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) most of the samples and maximum fluxes ( $0.6 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) in late summer. *Calcidiscus leptoporus* and *Helicosphaera carteri* were the main contributors on the calcite exported by coccoliths representing more than 60% of the total CaCO<sub>3</sub> exported at EBC. In AB the main contributor was *Gephyrocapsa oceanica* Equatorial with 42% of the Total CaCO<sub>3</sub> exported by coccoliths. These species are probably the largest contributors of CaCO<sub>3</sub> in the Gulf of California and pacific coasts of Mexico and could provide clues for paleoceanographic studies.

**Key words:** coccolithophore, foraminifera, sediment trap.

## Introducción

El carbono inorgánico disuelto en el agua de mar es incorporado tanto por fitoplancton calcáreo (cocolitóforos) como por zooplancton (*e.g.* foraminíferos) a su esqueleto. Estos se sedimentan conformando agregados de materia orgánica particulada (MOP) frecuentemente en forma de agregados mucosos así como en pelotillas fecales (Alldredge y Silver, 1988; Fowler y Knauer, 1986), llegando de esta manera hacia el sedimento. Alrededor de la mitad de la superficie del fondo marino está cubierto por sedimento calcáreo de origen biogénico el cual domina ampliamente la superficie del fondo marino a nivel global (Berger, 1976). Dentro de estos sedimentos los cocolitóforos y los foraminíferos constituyen los principales componentes (Boersma, 1998); por ello se consideran una parte importante del ciclo biogeoquímico del carbono. Los sedimentos calcáreos, junto con la atmósfera y el océano conforman los principales reservorios de dicho ciclo a escala global, en donde el océano contiene 60 veces más carbono que la atmósfera (Berger *et al.*, 1989).

Estudios recientes en muestras de trampa de sedimento en Cuenca Alfonso reportan altos valores del flujo de carbono orgánico particulado (COP) así como de  $\text{CaCO}_3$  (Silverberg *et al.*, 2014); donde se ha estimado que ésta cuenca actúa como sumidero de carbono inorgánico sedimentando alrededor de 1600 toneladas anuales (Silverberg *et al.*, 2007). Las trampas de sedimento no sólo proporcionan información de las tasas de sedimentación y sus componentes (Silverberg *et al.*, 2014), sino también información valiosa concerniente a cambios tróficos de las comunidades pelágicas (*e.g.* Romero *et al.*, 2000) así como información relacionada a condiciones oceánicas mediante la sedimentación de organismos fitoplanctónicos (*e.g.* Romero *et al.*, 2002; Rochín-Bañaga, 2014; Ziveri y Thunell, 2000). En ese contexto se ha encontrado que los cocolitos contribuyen, en promedio, entre un 20-30% del  $\text{CaCO}_3$  total en trampa de sedimento en Cuenca Alfonso (Rochín-Bañaga, 2012; Urcádiz-Cázares, 2005). Sin embargo este porcentaje puede variar en relación de las especies dominantes, así como a los valores del flujo de cocolitos. El interés de este trabajo es estudiar la contribución de cocolitóforos y foraminíferos al flujo total de carbonato de calcio, en dos ambientes bajo condiciones oceánicas distintas.

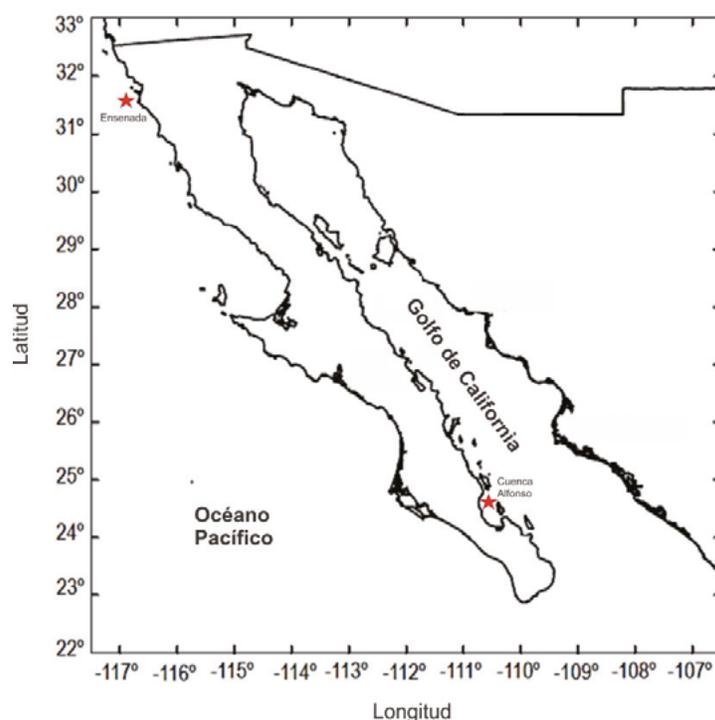
## Materiales y métodos

La colecta de muestras se realizó a través de dos trampas de sedimentos Technicap (PPS-3/3 de  $0.125 \text{ m}^2$  de abertura) ancladas a 300 m de profundidad en Cuenca Alfonso (CA), al norte de Bahía de La Paz, una zona subtropical dentro del Golfo de California y frente a Ensenada, Baja California (EBC), una zona templada y con surgencias casi permanentes (Figura 1). Ambas áreas son reconocidas por presentar alta productividad primaria (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Cervantes-Duarte *et al.*, 2005) y marcada estacionalidad en sus condiciones atmosféricas (Badan-Dangon *et al.*, 1991) y oceánicas, además de alta variabilidad interanual (Lluch-Cota *et al.*, 2010). Las trampas colectaron material en EBC del 1 de abril al 15 de octubre de 2012 y desde el 17 de septiembre de 2011 al 17 de mayo de 2012 en Cuenca Alfonso. En ambos sitios las muestras colectaron material a una resolución de 17 y 30 días respectivamente. Las muestras fueron colectadas en botellas de 250 ml aforadas con una solución a base de agua de mar filtrada (malla de  $0.45 \mu\text{m}$ ) a la cual se le añadió formaldehído al 4% y fue amortiguada con tetraborato de sodio. La densidad de esta solución fue elevada hasta 40 ups con NaCl de alta pureza con el objetivo de disminuir la posibilidad de que el material colectado saliera de la botella (para más detalles ver Aguirre-Bahena, 2007; Silverberg *et al.*, 2006; Silverberg *et al.*, 2014).

Para la determinación de carbono inorgánico se pesaron alrededor de 20 mg de cada una de las muestras y se analizaron con un coulómetro modelo CM5014. La exactitud del método fue controlada

usando sedimento estándar (CM301-002) y realizando tres réplicas de tres muestras. La conversión de carbonato de calcio se realizó mediante fórmula estequiométrica.

Para la estimación aproximada de  $\text{CaCO}_3$  que aportan los cocolitos, se consideraron no sólo las dimensiones de los cocolitos, sino también la presencia de disolución o calcificación que éstos puedan presentar, ya que una misma especie puede variar tanto en tamaño como en grado de calcificación de una muestra a otra. La longitud de los cocolitos se obtuvo por medio de mediciones directas de las imágenes digitales tomadas en un microscopio electrónico de barrido (MEB) ZEISS SUPRA VP55. La obtención de la masa de los cocolitos se realizó de acuerdo a pesos establecidos por Beaufort y Heussner (1999) y Ziveri y Thunell (2000). Para la determinación aproximada de  $\text{CaCO}_3$  por foraminíferos las testas colectadas fueron pesadas en una microbalanza analítica UMX2 Mettler Toledo, con una legibilidad de 0.001 mg. La estimación de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitos y foraminíferos está basada en el flujo de estos grupos, el cual puede consultarse en Rochín-Bañaga (2014) para los flujos en Cuenca Alfonso, y García-Romero (2015) para los flujos en Ensenada.



**Figura 1.** Ubicación de las trampas de sedimentos (señaladas con estrellas): Ensenada, Baja California (31°45' Norte y 116°39' Oeste) y Cuenca Alfonso, Golfo de California (24°39' Norte y 110° 36' Oeste). Mapa modificado de García-Pámanes *et al.*, (2011).

## Resultados y discusión

En Cuenca Alfonso el flujo mínimo del  $\text{CaCO}_3$  total fue de  $48 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en los meses de marzo y abril de 2012, mientras que el máximo fue de  $334 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en los meses de diciembre-enero de 2012. El flujo promedio y desviación estándar fue de  $137 \pm 104 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . El porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  respecto al Flujo de masa total varió desde 8%, a finales de invierno, hasta 20%, a principios de otoño de 2011, mostrando un promedio de 14%. En Ensenada el flujo mínimo fue de  $18 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en los meses de julio-agosto de 2012, mientras que el máximo fue de  $490 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en el mes de abril. El flujo promedio y desviación estándar fue de  $278 \pm 170 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . El porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  respecto al flujo de masa total varió de 9% a 11%, mostrando un promedio de 10.

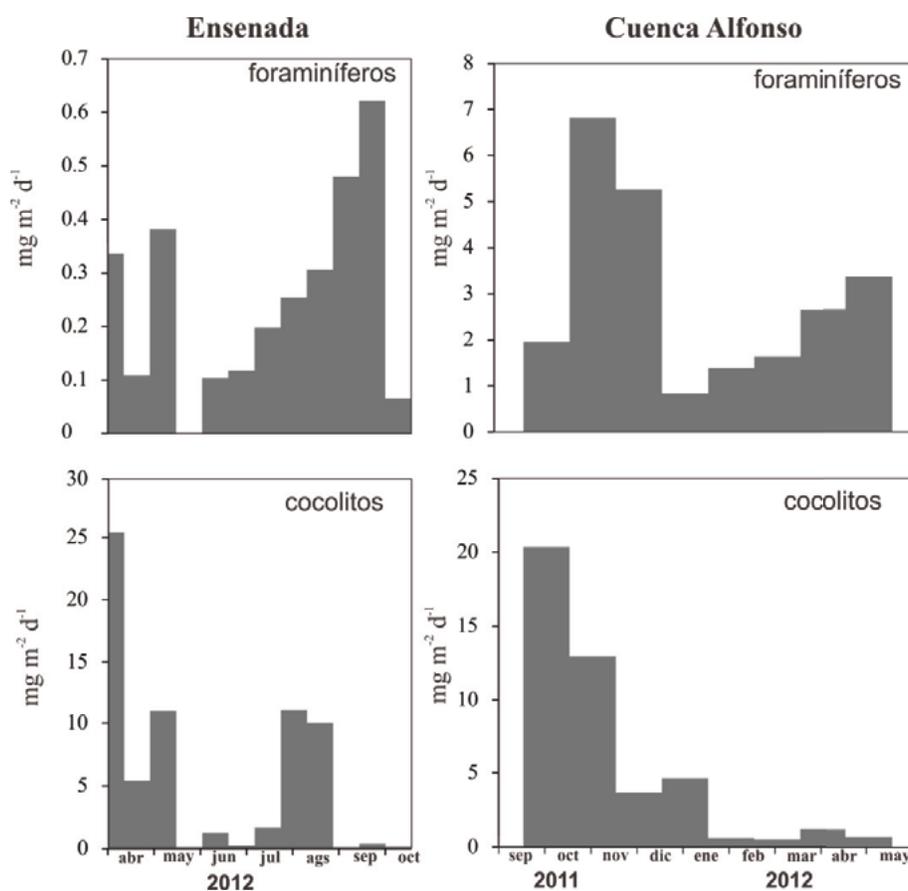
Los resultados indican que la fracción  $>63 \mu\text{m}$  compuesta principalmente por foraminíferos y pterópodos representó en promedio un 20-30% del  $\text{CaCO}_3$  total, mientras que la fracción  $<63 \mu\text{m}$  conformó en promedio 70-80% del  $\text{CaCO}_3$  total. A partir de un análisis de láminas delgadas de la fracción fina ( $<63 \mu\text{m}$ ) se observó que en esta fracción están presentes fragmentos y testas de foraminíferos así como protoconchas de pterópodos menores a  $60 \mu\text{m}$ .

Respecto al aporte de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitos en Cuenca Alfonso los mayores valores del flujo se observaron en otoño, registrando un máximo flujo de  $20.3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en septiembre-octubre de 2011 y un flujo mínimo de  $0.7 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en abril-mayo de 2012. La exportación de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitos varió estacionalmente registrándose un flujo promedio y desviación estándar de  $6\pm 7 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ; equivalente al 0.7% del flujo de calcita total. *G. oceanica* Equatorial fue la mayor contribuidora aportando el 43% del carbonato de calcio total por cocolitos. Por otro lado, en Ensenada los flujos de carbonato por cocolitos se observaron en primavera, posterior al periodo de surgencia con un mínimo de  $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en junio-julio de 2012 y en septiembre-octubre de 2012 así como un máximo de  $25.4 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en el mes de abril (Figura 2). De manera general, la exportación de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitos varió estacionalmente registrándose un flujo promedio y desviación estándar de  $6\pm 7.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ; equivalente al 0.3% del flujo de calcita total. Las especies representativas en el aporte de calcita por cocolitos fueron *Calcidiscus leptoporus* (32%), seguida de *Helicosphaera carteri* (30%), juntas representan más del 60% de la calcita exportada por cocolitos.

En cuanto a la exportación de  $\text{CaCO}_3$  por foraminíferos, varió estacionalmente en los dos ambientes (Figura 2 y Cuadro 1). En Cuenca Alfonso se registraron flujos de hasta  $6.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en octubre-noviembre del 2011, mientras que para los meses de diciembre 2011-enero 2012, se presentaron flujos mínimos de  $0.8 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . El promedio y desviación estándar del aporte de calcita por foraminíferos en Cuenca Alfonso fue de  $3\pm 2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ; equivalente al 3.2% del flujo de calcita total. A partir de los pesos por especies se observó que *Globorotalia menardii* y *Pulleniatina obliquiloculata* fueron las especies de foraminíferos más densas y calcificadas. En Ensenada se presentaron flujos mínimos de  $0.1 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en la mayoría de las muestras, sin embargo en septiembre de 2012 se registró el máximo flujo de  $0.6 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . El promedio y desviación estándar del aporte de calcita por foraminíferos en esta estación fue de  $0.3\pm 0.2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ; equivalente al 0.3% del flujo de calcita total.

A partir de los datos de  $\text{CaCO}_3$  el aporte de calcita por cocolitos y foraminíferos planctónicos fue en ambas localidades (seis veces menor a lo reportado en Cuenca Alfonso por Urcádiz-Cázares (2005) y Rochín-Bañaga (2012), así como en zonas oceánicas donde el aporte de cocolitos ha llegado a representar en ocasiones hasta más del 20 o inclusive hasta un 60% de la calcita total (Broerse *et al.*, 2000; Tanaka, 2004). El hecho de que para una misma área (Cuenca Alfonso) se tengan aportes de calcita por cocolitos tan variados, es reflejo de la variabilidad estacional en las condiciones atmosféricas y oceanográficas que imperaron en la región. Lo cual modula las asociaciones de especies en la columna de agua que eventualmente llegan hacia el sedimento. Sin embargo sólo las especies más calcificadas son las que se registran en las trampas de sedimentos, debido a una probable pérdida de especies poco calcificadas. Esta situación se ve reflejada en el hecho de que no siempre; las especies que presentan los máximos flujos de cocolitos exhiben los máximos aportes de  $\text{CaCO}_3$  (Rochín-Bañaga, 2012; Urcádiz-Cázares, 2005). Las diferencias en las características ambientales se vieron claramente reflejadas en la composición taxonómica de las especies dominantes, donde en Cuenca Alfonso la especie dominante en la exportación de calcita por cocolitos fue *Gephyrocapsa oceánica*, una especie característica de aguas costeras cálidas con disponibilidad de nutrientes, regiones de surgencias ecuatoriales, surgencias costeras y plataformas externas (Bollmann, 1997; Brand, 1994; Winter, 1985); mientras que en Ensenada las especies dominantes en el flujo de calcita por cocolitos fueron *Calcidiscus leptoporus*, frecuentemente reportada en zonas templadas a subtropicales y *Helicosphaera carteri*, comúnmente asociada a zonas tropicales a subtropicales; ambas especies asociadas a aguas menos cálidas y con mayor disponibilidad de nutrientes (Kleijne, 1993; Knappertsbusch *et al.*, 1997; McIntyre *et al.*, 1970).

De la fracción fina  $<63 \mu\text{m}$  se identificaron foraminíferos pequeños, protoconchas (pterópodos) y en su mayoría fragmentos de testas. La materia orgánica presente en las trampas de sedimentos fue de origen marino, presentando valores de  $\delta^{13}\text{C} = -22\text{‰}$  y una razón C:N promedio de alrededor de seis (García-Romero, 2015; Rochín-Bañaga, 2014). Esta fracción  $<63 \mu\text{m}$ , contribuyó con más del 70% de la calcita total para los dos ambientes. La razón por la cual se presentaron especies de foraminíferos planctónicos menores a  $63 \mu\text{m}$ , es por el momento incierta. Pero podría deberse a juveniles o especies que aceleran su ciclo de vida para alcanzar su madurez y reproducción en tamaños menores a lo normal a causa de la disponibilidad de alimento o competencia.



**Figura 2.** Variabilidad del flujo de  $\text{CaCO}_3$  por cocolitos y foraminíferos para los dos ambientes.

**Cuadro 1.** Valores del flujo y porcentajes del  $\text{CaCO}_3$  de las distintas fracciones.

Muestra	FMT $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	$\text{CaCO}_3$ total		$\text{CaCO}_3 <63 \mu\text{m}$		Cocolitos		Foraminíferos	
		%	$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	%	$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	%	$\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$	%
EBC-1	3967	11	442	8.3	330	25.4	0.6	0.3	0.1
EBC-2	5592	9	490	6.4	356	5.4	0.1	0.1	0.0
EBC-3	3395	10	325	9.0	306	11.1	0.3	0.4	0.1
EBC-4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
EBC-5	2971	9	264	7.5	222	1.2	0.0	0.1	0.0
EBC-6	552	10	56	8.3	46	0.2	0.0	0.1	0.2

Muestra	FMT	CaCO <sub>3</sub> total		CaCO <sub>3</sub> <63 μm		Cocolitos		Foraminíferos	
	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	%	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	%	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	%	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	%
EBC-7	346	NaN	NaN	NaN	NaN	1.7	NaN	0.2	NaN
EBC-8	188	10	18	NaN	NaN	11.2	NaN	0.3	1.4
EBC-9	740	10	72	8.0	59	10.1	1.4	0.3	0.4
EBC-10	3549	10	351	7.6	268	0.0	0.0	0.5	0.1
EBC-11	4420	9	404	7.1	313	0.4	0.0	0.6	0.2
EBC-12	3697	10	361	7.0	257	0.1	0.0	0.1	0.0
CA-1	786	20	154	15.9	125	20.4	2.6	2.0	1.3
CA-2	733	18	130	12.1	88	13.0	1.8	6.8	5.2
CA-3	1434	17	245	14.4	207	3.7	0.3	5.3	2.2
CA-4	1979	17	334	14.3	284	4.6	0.2	0.8	0.3
CA-5	691	11	79	4.2	29	0.6	0.1	1.4	1.8
CA-6	648	8	52	7.7	50	0.5	0.1	1.6	3.2
CA-7	426	11	48	10.6	45	1.2	0.3	2.7	5.6
CA-8	451	13	57	8.1	37	0.7	0.2	3.4	5.9

NaN= no datos. Datos del flujo de masa total en: García-Romero (2015) y Rochín-Bañaga (2014).

## Conclusiones

La exportación de CaCO<sub>3</sub> por cocolitos y foraminíferos para Cuenca Alfonso y Ensenada, reportada en este estudio, fue baja y ninguno de los grupos representó más del 5% de la calcita total. Sin embargo, la fracción <63 μm representó más del 70% de la calcita total para los dos ambientes. Asimismo las especies *C. leptoporus* y *H. carteri* fueron las que incrementaron los flujos de calcita por cocolitos en Ensenada, mientras que para Cuenca Alfonso *G. oceánica*, fue la que dominó el flujo de calcita por cocolitos. Para el caso de los foraminíferos las especies *G. menardii* y *P. obliquiloculata* son las que incrementan los flujos de calcita por cocolitos para ambas zonas. Todas estas especies al poseer mayor grado de calcificación son susceptibles a formar parte del registro sedimentario aportando pistas para futuras investigaciones de carácter paleoceanográfico en estos dos ambientes.

Se recomienda continuar con el análisis y conteo de los cocolitos y foraminíferos en series de tiempo de trampas de sedimento en estos dos ambientes, para incrementar el conocimiento mostrado en el presente trabajo.

## Agradecimientos

Este estudio fue realizado gracias al apoyo financiero de PIFI-IPN y CONACYT. Agradecemos a Jörg Bollmann de la Universidad de Toronto por proporcionar el Microscopio Electrónico de Barrido.

## Bibliografía

- Aguirre Bahena F. 2007. Cambios temporales en los componentes y flujos de la materia en hundimiento en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el periodo 2002-2005. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, 102 p.
- Allredge A., M. Silver. 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress In Oceanography* 20.
- Álvarez-Borrego S., J. R. Lara-Lara., 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. *In: Dauphin, J. P., B. R. T. Simoneit (eds). The Gulf and Peninsular Province of the Californias. American Association of Petroleum Geologists, Tulsa. pp. 555-567.*
- Badan-Dangon A., C. E. Dorman, M. A. Merrifield, C. D. Winant. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 96 877-896.

- Beaufort L., S. Heussner. 1999. Coccolithophorids on the continental slope of the bay biscay - production, transport and contribution to mass fluxes. *Deep Sea Research* 46:2147-2174.
- Berger W. 1976. Biogenous deep-sea sediments: Production, preservation and interpretation. *In: Riley, J. P., R. Chester, (eds). Treatise on chemical oceanography: London, Academic press. pp. 265-388.*
- Berger W., V. S. Smetacek, G. Wefer. 1989. Ocean productivity and paleoproductivity-an overview. *In: Berger, W., G. Wefer (eds). Productivity of the Ocean: Present and Past. Dahlem Konferenzen. John Wiley, Chichester. pp. 1-34.*
- Boersma A. 1998. Foraminifera. *In: Haq, B. U., A. Boersma (eds). Introduction to marine micropaleontology. Amsterdam. pp. 19-77.*
- Bollmann J. 1997. Morphology and biogeography of Gephyrocapsa coccoliths in Holocene sediments. *Marine Micropaleontology* 29:319-350.
- Brand L. E. 1994. Physiological ecology of marine coccolithophores. *In: Winter, A., W. Siesser (eds). Coccolithophores. Cambridge University. pp 39-49.*
- Broerse A., P. Ziveri, S. Honjo. 2000. Coccolithophore ( $-CaCO_3$ ) flux in the Sea of Okhotsk: seasonality, settling and alteration processes. *Marine Micropaleontology* 39:179-200.
- Cervantes-Duarte R., G. Verdugo-Díaz, J. E. Váldez-Holguin. 2005. Modelo estacional de producción primaria mediante fluorescencia natural en una región costera de Golfo de California, México. *Hidrobiológica* 15:79-87.
- Fowler S., G. Knauer. 1986. Role of large particles in the transport of elements and organic compounds through the ocean water column. *Progress in Oceanography* 16:147-194.
- García-Pámanes J., A. Trasviña-Castro, J. R Lara-Lara, C. Bazán-Guzmán. 2011. Variaciones estacionales del flujo vertical de materia orgánica particulada en la región central del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 37:33-49.
- García-Romero F. 2015. Contribución al flujo de carbonato de calcio de cocolitóforos y foraminíferos planctónicos bajo condiciones de surgencia. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, La Paz. 88 pp.
- Kleijne A. 1993. Morphology, taxonomy and distribution of extant coccolithophorids (calcareus nanoplankton). Tesis Doctoral. Free University Amsterdam. Drukkerij FEBO. Enshede. The Netherlands.
- Knappertsbusch M., M. Y. Cortés, H. R. Thierstein. 1997. Morphologic variability of the coccolithophorid *Calcidiscus leptoporus* in the plankton, surface sediments and from the Early Pleistocene. *Marine Micropaleontology* 30:293-317.
- Lluch-Cota, S. E., A. Parés-Sierra, V. O. Magaña-Rueda, F. Arreguín-Sánchez, G. Bazzino, H. Herrera-Cervantes, D. Lluch-Belda. 2010. Changing climate in the Gulf of California. *Progress in Oceanography* 87:114-126.
- McIntyre A., A. W. H. Bé, M. B. Roche. 1970. Modern Pacific Coccolithophorida: A Paleontological Thermometer. *Transactions of the New York Academy of Sciences* 32:720-731.
- Rochín-Bañaga H. 2012. Aporte de carbonato de calcio en Cuenca Alfonso, mediante el flujo de nanoplancton calcáreo. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 50 pp.
- Rochín-Bañaga H. 2014. Contribución de cocolitóforos y foraminíferos al flujo de carbonato de calcio en Cuenca Alfonso, Baja California Sur. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, La Paz. 87 pp.
- Romero N., N. Silverberg, S. Roy, C Lovejoy. 2000. Sediment trap observations from the Gulf of St. Lawrence. *Deep Sea Research* 47:545-584.
- Romero O., B. Boeckel, B. Donner, G. Lavik, G. Fischer, G. Wefer. 2002. Seasonal productivity dynamics in the pelagic central Benguela System inferred from the flux of carbonate and silicate organisms. *Journal of Marine Systems* 37:259- 278.
- Silverberg N., F. Aguirre-Bahena, A. Mucci. 2014. Time-series measurements of settling particulate matter in Alfonso Basin, La Paz Bay, southwestern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 84:169-187.
- Silverberg N., F. Aguirre-Bahena, M. Y. Cortes-Martínez, F. J. Urcadiz-Cazares. 2007. Flujos verticales de carbono orgánico e inorgánico particulado en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz y comparación con otros ambientes en el norte de México. *En: Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. SEMARNAT, México. pp. 411-425.*
- Silverberg N., F. Aguirre-Bahena, S. Aguiñiga, N. Romero. 2006. Flujo vertical de materia particulada en la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el año 2002. *Ciencias Marinas* 32:73-82.
- Tanaka Y. 2004. Coccolith Carbonate Fluxes in the Northwest Pacific Ocean. *TERRAPUB*: 133-146.
- Urcádiz-Cázares F. J. 2005. Flujo de cocolitos (cocolitóforos) y su aporte de  $CaCO_3$  evaluado con trampa de sedimentos en Cuenca Alfonso (Bahía de La Paz), Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur. 50 pp.
- Winter A., 1985. Distribution of living coccolithophores in the California current system, Southern California borderland. *Marine Micropaleontology* 9:35-45.
- Ziveri P., R. C. Thunell. 2000. Coccolithophore export production in Guaymas Basin, Gulf of California: response to climate forcing. *Deep Sea Research* 47:2073-2100.

## 2.3 Influencia de la intrusión anómala del Agua del Subártico en la producción primaria frente a Baja California

Espinosa-Carreón Leticia<sup>1</sup>; Gaxiola-Castro Gilberto<sup>2</sup>; Durazo Reginaldo<sup>3</sup>; De la Cruz-Orozco Martín<sup>2</sup>; Norzagray-Campos Mariano<sup>1</sup>; Solana-Arellano Elena<sup>4</sup> y Sosa-Ávalos Ramón<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa, Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa. Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

<sup>2</sup>Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California.

<sup>3</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas, AP 453, Ensenada, Baja California.

<sup>4</sup>Departamento de Ecología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California.

<sup>5</sup>Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, km 20, Manzanillo, Colima.

### Resumen

La región sur de la Corriente de California (CC) representa un ambiente transicional, con influencia de agua de baja temperatura y salinidad durante primavera y verano, y agua cálida y salada de origen tropical y subtropical al final del verano y otoño. De 2002 a 2006 se registraron condiciones anómalas del Agua del Subártico (ASA) modificando el ecosistema epigelágico afectando la biomasa y la producción del fitoplancton. El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la intrusión anómala del ASA en la producción del fitoplancton frente a Baja California en 2002 y 2005 como años contrastantes. Se realizaron experimentos fotosíntesis-irradiación y se estimó la producción primaria con el método de Herman y Platt (1986), en 2002 y 2005. Los resultados mostraron que la invasión anómala fue más fuerte en 2005, registrándose anomalías negativas promedio de clorofila ( $< -0.4 \text{ mg m}^{-3}$ ) asociadas a anomalías negativas de salinidad ( $< -0.02$ ). Los parámetros fotosintéticos promedio (coeficiente de máxima utilización de luz ( $\alpha^B$ ) y tasa de fotosíntesis máxima ( $P^B_m$ )) fueron de un orden de magnitud más altos en 2005 que en 2002 ( $p < 0.01$ ). La producción primaria en 2002 fue ligeramente superior ( $907 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) a la registrada en 2005 ( $750 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), la baja diferencia sugiere una aclimatación fisiológica de las células en 2005.

**Palabras clave:** carbono, Corriente de California, biomasa fitoplanctónica, parámetros fotosintéticos.

### Abstract

The southern region of the California Current (CC) off Baja California represents a transitional environment, with the influence of low temperature and less saline CC water during spring and summer, and warm and salty tropical and subtropical conditions through the end of summer and autumn. From 2002 to 2006, an anomalous subarctic water (SAW) intrusion generated changes in the epipelagic ecosystem dynamics, affecting phytoplankton biomass and primary production. The goal of the present work is to show the effects of the SAW intrusion off Baja California in the phytoplankton production during the two contrasting years 2002 and 2005. We realized photosynthesis-irradiance experiments and determined the primary production with Herman and Platt (1986), method in 2002 and 2005. Our results show the anomalous invasion was more pronounced in 2005, the mean chlorophyll concentration was low ( $< -0.4 \text{ mg m}^{-3}$ ) and associated with negative salinity anomalies ( $< -0.02$ ). The mean values of the photosynthetic parameters (maximum light utilization coefficient ( $\alpha^B$ ) and maximum photosynthesis rate ( $P^B_m$ )) were one order of magnitude higher in 2005 compared to 2002 ( $p < 0.01$ ). The primary production was slightly higher in 2002 (mean values of  $907 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )

than in 2005 ( $750 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), the low differences suggest a phytoplankton physiological acclimatization in 2005.

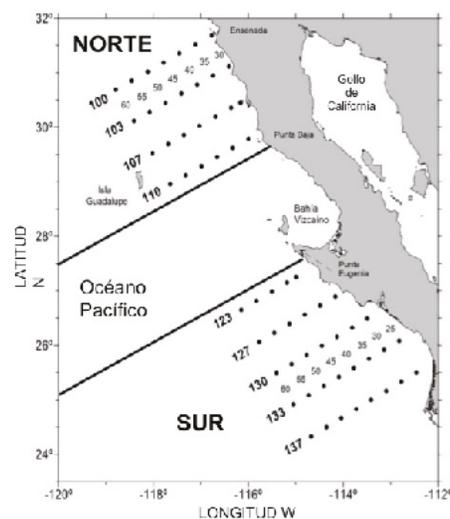
**Key words:** carbon, California Current, phytoplankton biomass, photosynthetic parameters.

## Introducción

La región sur de la Corriente de California (CC) en Baja California representa un ambiente transicional, con influencia de baja temperatura y salinidad durante primavera y verano (Durazo y Baumgartner, 2002) y con aguas cálidas y saladas de aguas tropicales y subtropicales a finales de verano y otoño (Bograd *et al.*, 2000; Durazo, 2009). El flujo de la CC hacia el Ecuador contribuye en importantes procesos de mesoescala, como frentes (Gaxiola-Castro y Alvarez-Borrego, 1991), surgencias costeras (Zaytsev *et al.*, 2003), y remolinos recurrentes (Soto-Mardones *et al.*, 2004). Lo que induce una fuerte variabilidad estacional en la producción biológica (Henson y Thomas, 2007a y b). En 2002-2003 se presentó un evento El Niño débil, mientras que en 2005-2006 se presentó un evento El Niño fuerte (Goericke *et al.*, 2005; Peterson *et al.*, 2006; Schwing *et al.*, 2002; Venrick *et al.*, 2003), y el sistema epipelágico frente a Baja California presentó una intrusión anómala de agua con baja salinidad, identificada como una presencia inusual del Agua del Subártico (ASA). El objetivo de este trabajo fue conocer la respuesta de la influencia de la intrusión anómala del ASA en la producción del fitoplancton frente a Baja California en 2002 y 2005 como años contrastantes.

## Materiales y métodos

En los meses de enero, abril, julio y octubre de los años 2002 y 2005 frente a Baja California se realizaron campañas oceanográficas como parte del programa de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL). En las campañas se realizaron 85 estaciones de muestreo, pero en este trabajo se utilizaron las secciones 100, 103, 107 y 110 para la zona norte y las secciones 123, 127, 130, 133 y 137 para la sur (Figura 1) de acuerdo a la regionalización propuesta por Durazo (2009). En cada estación se realizaron perfiles de conductividad, temperatura y presión (CTD) por medio de un Sea-Bird plus. La salinidad fue derivada de estas mediciones. Para calcular la salinidad de largo-periodo se utilizaron las mediciones históricas del IMECOCAL de 1988 a 2013.



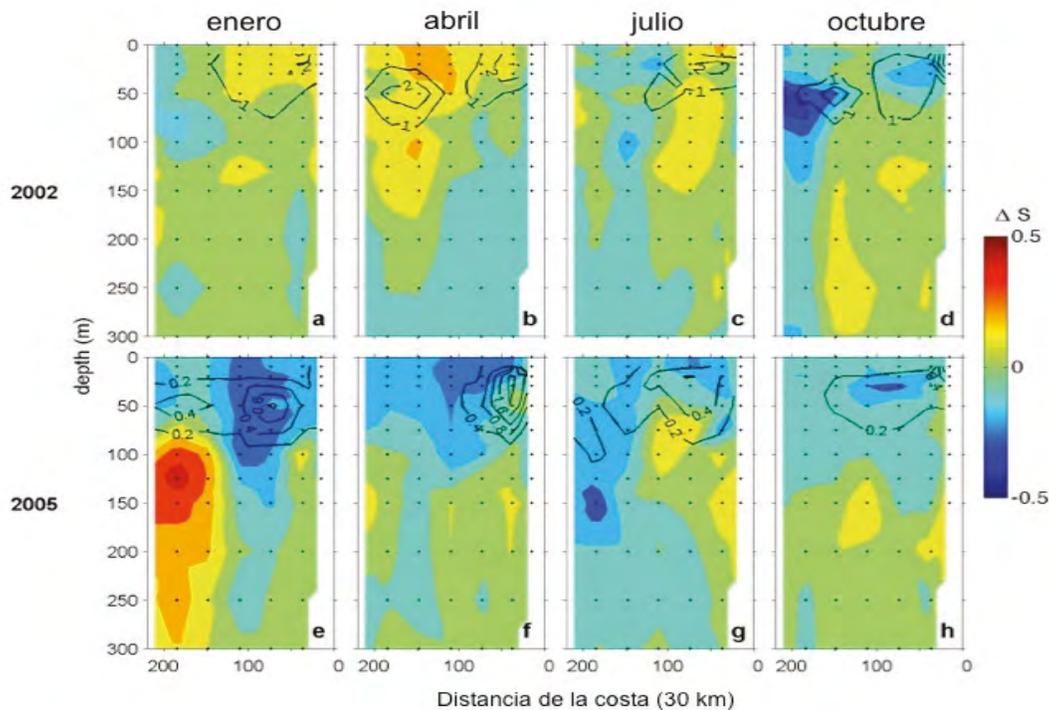
**Figura 1.** Área de estudio. Estaciones de muestreo en enero, abril, julio y octubre de 2002 y 2005. Las líneas diagonales separan las zonas norte y sur.

La concentración de clorofila fue obtenida de profundidades discretas con botellas Niskin de 5 l a profundidades estándar de 0, 10, 20, 30, 50, 100, 150 y 200 m. Adicionalmente a un nivel del 30% de irradiancia superficial se obtuvieron muestras de agua para experimentos fotosíntesis-irradiancia (PI). Con las mediciones de clorofila al 30% se normalizaron las estimaciones de producción primaria (P) derivadas de las curvas PI para estimar los parámetros fotosintéticos descritos por Herman y Platt (1986) y Côté y Platt (1983).

Para conocer la estimación de la producción primaria integrada en la zona eufótica, se utilizó el modelo de Herman y Platt (1986) considerando la irradiancia y la clorofila a diferentes profundidades, los parámetros fotosintéticos y el coeficiente de atenuación de la columna de agua.

## Resultados

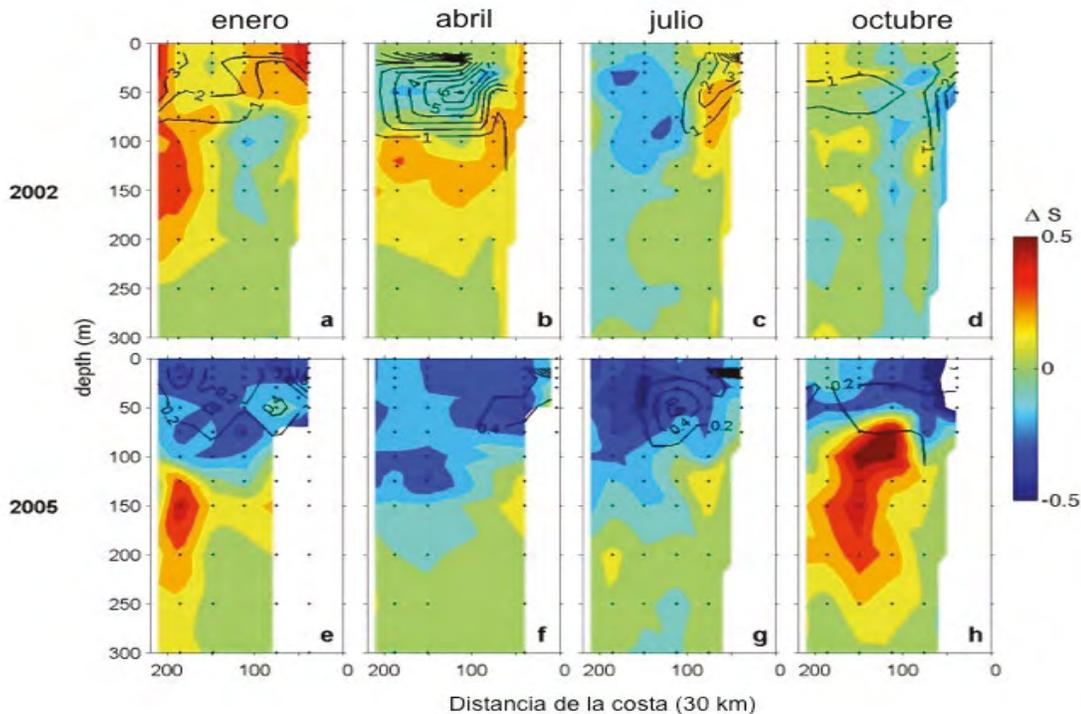
Las fuertes anomalías de salinidad fueron asociadas a la elevada concentración de clorofila en ambas zonas y años, pero con una fuerte variabilidad estacional en la zona sur (Figura 2 y Figura 3). En la zona norte, el máximo subsuperficial de clorofila (MSC) ( $> 2.0 \text{ mg m}^{-3}$ ) se localizó entre 10-50 m, asociado a anomalías positivas de salinidad ( $> 0.4$ ) en enero, abril y julio 2002 (Figura 2a-c), con anomalías negativas ( $< -0.2$ ) en octubre 2002 (Figura 2d). En 2005, el MSC disminuyó ( $> 0.4 \text{ mg m}^{-3}$ ) y fue asociado a anomalías negativas ( $< -0.3$ ) en enero (Figura 2e). Altas concentraciones de clorofila en 2005 fueron asociadas a la zona costera en abril (Figura 2f).



**Figura 2.** Anomalías de salinidad (contornos de color) y concentraciones de clorofila ( $\text{mg m}^{-3}$ , líneas negras) para la zona norte (sección 107, Figura 1) de: a) enero, b) abril, c) julio y d) octubre de 2002; y e) enero, f) abril, g) julio y h) octubre de 2005. La anomalía positiva (rojo) o negativa (azul) es con respecto al promedio de largo periodo (1998-2013). Los intervalos de los contornos de clorofila son de  $1.0 \text{ mg m}^{-3}$  para 2002 y de  $0.2 \text{ mg m}^{-3}$  para 2005.

En la zona sur, la estacionalidad de salinidad y clorofila fueron más fuertes. Las condiciones más contrastantes se registraron en enero y julio 2002. En enero, las anomalías positivas de salinidad ( $>$

0.4) y altas concentraciones de clorofila ( $> 1 \text{ mg m}^{-3}$ ) se observaron en todas las secciones (Figura 3a), mientras que en julio, ambas condiciones se replegaron a la costa (Figura 3c). En abril 2002, el MSC ( $> 0.4 \text{ mg m}^{-3}$ ) fue asociado a anomalías negativas de salinidad ( $< -0.2$ ) (Figura 3b). En 2005 se observó una disminución considerable de clorofila ( $< 0.6 \text{ mg m}^{-3}$ ) asociada a anomalías negativas de salinidad ( $< 0.3$ ) (Figura 3e-h).



**Figura 3.** Anomalías de salinidad (contornos de color) y concentraciones de clorofila ( $\text{mg m}^{-3}$ , líneas negras) para la zona norte (sección 127, Figura 1) de a) enero, b) abril, c) julio y d) octubre de 2002; y e) enero, f) abril, g) julio y h) octubre de 2005. La anomalía positiva (rojo) o negativa (azul) es con respecto al promedio de largo periodo (1998-2013). Los intervalos de los contornos de clorofila son de  $1.0 \text{ mg m}^{-3}$  para 2002 y de  $0.2 \text{ mg m}^{-3}$  para 2005.

Todos los parámetros físicos excepto  $E_{\text{PAR}}$  (TCM, SCM, Phi,  $K_{\text{PAR}}$  y  $Z_{\text{eu}}$ ) tuvieron diferencias significativas entre años ( $p < 0.01$ ). En promedio TCM, Phi,  $K_{\text{PAR}}$  y  $Z_{\text{eu}}$  se incrementaron de 2002 a 2005, mientras que SCM disminuyó (Cuadro 1). Los parámetros fotosintéticos ( $\alpha^{\text{B}}$  máximo coeficiente de utilización de luz y  $P^{\text{B}}_{\text{m}}$  máxima tasa de fotosíntesis) tuvieron diferencias significativas entre años, estaciones y zonas ( $p < 0.01$ ). En 2005  $\alpha^{\text{B}}$  fue en promedio cinco veces más alta y  $P^{\text{B}}_{\text{m}}$  fue dos veces alta que en 2002. La producción primaria estimada con el modelo de Herman y Platt (1986) ( $\text{PP}_{\text{HP}}$ ) indicó que en 2002 fue ligeramente superior ( $907 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) a la registrada en 2005 ( $750 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

## Discusión

Los cambios en las condiciones hidrográficas en 2005 comparadas a 2002 pueden estar asociados a condiciones remotas como forzamientos locales. Por un lado, la presencia anómala del ASA en verano y otoño 2002 puede ser resultado de anomalías atmósfera-océano en el Océano Pacífico nororiental. Lo que podría inducir a un incremento en la advección de la corriente del Pacífico Norte, la que a su

regreso puede acarrear un exceso del ASA hacia el área de estudio (Murphree *et al.*, 2003; Durazo, 2009).

**Cuadro 1.** Valores promedio ( $\pm$ desviación estándar) de: TCM= temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) promedio en la capa de mezcla; SCM= salinidad promedio en la capa de mezcla; Phi= parámetro de estratificación ( $\text{J m}^{-3}$ );  $E_{\text{PAR}}$ = irradiancia ( $\text{mol cuanta m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), mismo valor para ambas zonas;  $\alpha^{\text{B}}$ = máximo coeficiente de utilización de luz ( $\text{mgC}(\text{mgChla})^{-1} \text{ d}^{-1}$  ( $\text{mol cuanta m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) $^{-1}$ );  $P^{\text{B}}_{\text{m}}$ = máxima tasa de fotosíntesis ( $\text{mgC}(\text{mgChla})^{-1} \text{ d}^{-1}$ );  $K_{\text{PAR}}$ = coeficiente de atenuación de luz ( $\text{m}^{-1}$ );  $Z_{\text{eu}}$ = zona eufótica (m);  $\text{PP}_{\text{HP}}$ = producción primaria estimada con el modelo de Herman y Platt (1986) en enero, abril, julio y octubre de 2002 y 2005 frente a Baja California.

		TCM	SCM	Phi	$E_{\text{PAR}}$	$\alpha^{\text{B}}$	$P^{\text{B}}_{\text{m}}$	$K_{\text{PAR}}$	$Z_{\text{eu}}$	$\text{PP}_{\text{HP}}$
<b>2002</b>										
ENE	N	15.23 (0.53)	33.58 (0.16)	75.24 (22.99)	28.72	2.54	24.83	0.068 (0.008)	99 (11)	788 (405)
	S	17.08 (1.34)	34.24 (0.20)	81.84 (31.86)		2.79 (1.70)	28.13 (14.93)	0.097 (0.013)	70 (10)	1636 (823)
ABR	N	15.00 (0.49)	33.53 (0.08)	63.75 (28.59)	43.24	0.66	53.73	0.081 (0.014)	84 (15)	274 (298)
	S	16.17 (0.80)	33.81 (0.21)	85.41 (32.94)		2.07	63.46	0.094 (0.0001)	70 (1)	620 (197)
JUL	N	17.44 (0.79)	33.49 (0.14)	134.16 (24.72)	48.72	1.32	28.84	0.082 (0.020)	86 (20)	586 (342)
	S	20.35 (1.38)	33.77 (0.17)	169.37 (30.15)		1.55	60.81	0.101 (0.066)	85 (35)	662 (846)
OCT	N	17.62 (0.77)	33.44 (0.09)	161.33 (21.26)	35.75	4.45	30.21	0.082 (0.018)	85 (19)	1192 (861)
	S	19.29 (0.51)	33.95 (0.21)	150.47 (33.27)		3.72 (0.59)	77.48 (16.81)	0.069 (0.023)	107 (32)	1932 (985)
Prom		17.40 (2.02)	33.68 (0.29)	120.67 (40.41)	39.78 (7.94)	2.32 (1.26)	42.86 (17.75)	0.084 (0.033)	86 (24)	907 (823)
<b>2005</b>										
ENE	N	15.99 (0.47)	33.26 (0.10)	107.87 (14.92)	28.89	17.50 (10.21)	90.33 (53.04)	0.057 (0.010)	120 (17)	781 (230)
	S	17.77 (0.46)	33.72 (0.11)	99.52 (13.62)		22.15 (7.98)	86.55 (7.53)	0.062 (0.011)	111 (18)	1005 (798)
ABR	N	16.12 (0.33)	33.24 (0.05)	106.70 (32.71)	48.38	14.88	143.07	0.063 (0.007)	106 (10)	1232 (989)
	S	17.91 (0.40)	33.54 (0.09)	49.70 (13.04)		6.31	78.73	0.058 (0.003)	114 (5)	964 (1549)
JUL	N	17.96 (0.55)	33.31 (0.04)	144.09 (30.89)	45.15	9.57 (3.67)	96.60 (13.09)	0.365 (0.295)	49 (40)	488 (683)
	S	20.73 (1.43)	33.44 (0.09)	200.23 (38.29)		13.26 (5.85)	145.29 (60.55)	0.088 (0.017)	78 (12)	745 (492)
OCT	N	18.86 (0.57)	33.38 (0.07)	185.62 (24.97)	35.78	9.60 (1.91)	125.79 (27.41)	0.070 (0.013)	98 (16)	565 (253)
	S	20.19 (0.56)	33.61 (0.11)	201.91 (28.49)		6.85	101.65	0.083 (0.002)	80 (2)	342 (169)
Prom		18.23 (1.82)	33.41 (0.17)	146.42 (52.95)	39.54 (7.47)	13.01 (4.62)	113.78 (24.13)	0.119 (0.162)	91 (31)	750 (696)

En este trabajo se observó la intrusión del ASA en la zona norte en otoño (octubre) 2002 (Figura 2d), pero en verano (julio) y otoño en la zona sur de ese mismo año (Figura 3c,d). Por otro lado, las

condiciones de La Niña desde 1998 a 2003 dominaron las condiciones ambientales en Baja California. Además el índice multivariado ENSO presentó anomalías positivas de diciembre 2001 a enero 2002, su intensidad y duración fue menor que otros eventos El Niño. Lo que podría explicar la ausencia de agua cálida en el área de estudio. Así como una disminución del esfuerzo del viento que produce las surgencias como resultado de la disminución de la divergencia de Ekman, que puede producir la presencia del agua anómala de baja salinidad en Baja California durante 2002-2006 (Durazo, 2009).

La baja concentración de clorofila asociada a anomalías negativas en 2005 en la zona norte en enero (Figura 2e) y para la zona sur en enero y octubre (Figura 3e,h) podría estar asociada a una disminución de nutrientes en la zona eufótica. Thomas *et al.* (2003) reportaron anomalías positivas de clorofila en 2002 en el norte de la Corriente de California; los patrones de desplazamiento fueron consistentes con la advección del ASA. Durazo (2009) reporta una intrusión del ASA frente a Baja California de otoño 2002 hasta primavera de 2006 donde la anomalía negativa de salinidad está asociada a bajas concentraciones de clorofila ( $\sim 0.2 \text{ mg m}^{-3}$ ) (Gaxiola-Castro *et al.*, 2008).

En 2002 y 2005, diferentes factores influenciaron el desarrollo de la producción primaria. En 2002 enero y abril fue principalmente pro forzamientos físicos como salinidad, temperatura y la estabilidad del agua como respuesta a La Niña, promoviendo surgencias y alta concentración de clorofila, mientras que en julio y octubre, se observó un predominio del ASA. En 2005 la producción primaria fue favorecida por la combinación de forzamientos físicos (temperatura, salinidad y estabilidad del agua), variables bio-ópticas (irradiancias) y parámetros fisiológicos (tasa máxima de fotosíntesis normalizada por unidad de clorofila). Por lo anterior, se sugiere que la salinidad juega el factor más importante, y que el ASA produce una homogenización de la columna de agua, con el consecuente incremento de la estabilidad del agua y zona eufótica. Lo que causa una limitación de nutrientes en la columna de agua, promoviendo una aclimatación fisiológica de las células en 2005.

## Conclusiones

La influencia de la invasión anómala del Agua del Subártico provoca un cambio en las propiedades físicas y por lo tanto de la producción fitoplanctónica. En 2002, los parámetros fotosintéticos fueron más bajos que en 2005. En 2005 la intrusión anómala del ASA homogeniza el ecosistema pelágico, promoviendo una aclimatación que cambia las condiciones de crecimiento del fitoplancton.

## Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por los proyectos CONACYT #129140, IPN-SIP 20131828, 20141301. El programa IMECOCAL contó con apoyo de CICESE y CONACYT. LEC y MMC tienen becas EDI y COFFA, LEC realizó su año sabático en CICESE, RD realizó su año sabático en CICESE y SIO-UCSD.

## Bibliografía

- Bograd S.J., P. M. DiGiacomo, R. Durazo, T. L. Hayward, K. D. Hyrenbach, R. J. Lynn, A. W. Mantyla, F. B. Schwing, W. J. Sydeman, T. Baumgartner, B. Lavaniegos, C. S. Moore. 2000. The state of the California Current, 1999–2000: Forward to a new regime?. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report 41:26–52.
- Côté B., T. Platt. 1983. Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 28:320–344.
- Durazo R., 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997–2008. *Progress in Oceanography* 83:361–368.
- Durazo R., T. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997–1999. *Progress in Oceanography* 54:7–31.



- Gaxiola-Castro G., R. Durazo, B. Lavaniegos, M. E. De la Cruz-Orozco, E. Millán-Núñez, L. Soto-Mardones, J. Cepeda-Morales. 2008. Pelagic ecosystem response to interannual variability off Baja California. *Ciencias Marinas* 34:263-270.
- Gaxiola-Castro G., S. Alvarez-Borrego. 1991. Relative assimilation numbers of phytoplankton across a seasonally recurring front in the California Current off Ensenada. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 32:91-96.
- Goericke R., E. Venrick, V. Mantyla, V. Hooff, C. Collins, G. Gaxiola-Castro, S. J. Bograd, F. B. Schwing, W. T. Peterson, B. Marinovic, A. Huyer, P. Wheeler, R. L. Smith, F. Chávez, N. Lo, K. D. Hyrenbach, W. J. Sydeman. 2005. The state of the California Current, 2004-2005: still cool?. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 46:182-197.
- Henson S. A., A. C. Thomas. 2007a. Phytoplankton scales of variability in the California Current System: 2. Latitudinal variability. *Journal of Geophysical Research* 112.
- Henson S. A., A. C. Thomas. 2007b. Interannual variability in timing of bloom initiation in the California Current System. *Journal of Geophysical Research* 112.
- Herman A. W., T. Platt. 1986. Primary production profiles in the ocean: estimation from a chlorophyll/light model. *Oceanologica Acta* 9:31-40.
- Murphree T., S. J. Bograd, F. B. Schwing, B. Ford. 2003. Large-scale atmosphere-ocean anomalies in the northeast Pacific during 2002. *Geophysical Research Letters* 30.
- Peterson W. T., R. Emmet, R. Goericke, E. Venrick, A. W. Mantyla, S. J. Bograd, F. B. Schwing, R. Hewitt, N. C. H. Lo, W. H. Watson, J. Barlow, M. Lowry, S. Ralston, K. A. Forney, B. E. Lavaniegos-Espejo, W. J. Sydeman, K. D. Hyrenbach, R. W. Bradley, F. P. Chávez, P. Warzybok, K. Hunter, S. Benson, M. Weise, J. Harvey, G. Gaxiola-Castro, R. Durazo. 2006. The state of the California Current, 2005-2006: Warm in the north, cold in the south. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 47:30-74.
- Schwing F. B., S. J. Bograd, C. A. Collins, G. Gaxiola-Castro, J. Garcia, R. Goericke, J. Gomez-Valdes, A. Huyer, K. D. Hyrenbach, P. M. Kosro, B. E. Lavaniegos, R. J. Lynn, A. W. Mantyla, M. D. Ohman, W. T. Peterson, R. L. Smith, W. J. Sydeman, E. Venrick, P. A. Wheeler. 2002. The state of the California Current, 2001-2002: will the California Current System keep its cool, or is El Niño coming?. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 43:31-68.
- 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* 51:785-798.
- Thomas A. C., P. T. Strub, P. Brickley. 2003. Anomalous satellite-measured chlorophyll concentrations in the northern California Current in 2001-2002. *Geophysical Research Letters* 30.
- 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. Sideman, P. A. Wheeler. 2003. The state of the California Current, 2002-2003: Tropical and subarctic influences vie for dominance. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 44:28-60.
- 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.

## 2.4 Concentración y distribución vertical del carbono particulado (total y orgánico) en los lagos de Montebello, Chiapas

Oseguera Luis A.<sup>1</sup> y Alcocer Javier<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: loseguera@campus.iztacala.unam.mx*

### Resumen

Hasta hace poco menos de diez años (2007) se reconoció el papel de los sistemas acuáticos epicontinentales como componentes potencialmente importantes en el ciclo del carbono, tanto a escala regional como global. Sin embargo, este descubrimiento está basado fundamentalmente en lagos templados y árticos, muy probablemente porque la información disponible para lagos tropicales es aún muy escasa. Con el fin de comparar con la información disponible al respecto, se evaluó la concentración del carbono particulado total (CTP) y orgánico (COP) en 18 lagos kársticos ubicados en el Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Chiapas. Los lagos se seleccionaron en función a su coloración y catalogaron como prístinos (azules) e impactados (verde-amarillo). En los lagos prístinos el promedio de CTP fue de  $843 \pm 591 \mu\text{g l}^{-1}$  y de COP de  $579 \pm 356 \mu\text{g l}^{-1}$ . Por otro lado, el promedio de CTP en los lagos impactados fue de  $3454 \pm 2021$  y el de COP de  $2919 \pm 1825 \mu\text{g l}^{-1}$ . En los lagos prístinos la distribución vertical tanto del CTP como del COP mostró un máximo a media columna de agua o bien cerca del fondo. De forma diferente, en los lagos impactados el máximo de CTP y COP se ubicó en la capa superficial, disminuyendo con la profundidad. La concentración de carbono en los lagos impactados es de 4 a 5 veces mayor respecto a los prístinos y su distribución en la columna de agua se ha modificado de forma evidente de presentar máximos a media agua o cerca del fondo en los prístinos a máximos superficiales en los impactados.

**Palabras clave:** CTP, COP, estado trófico, lagos kársticos, lagos tropicales.

### Abstract

It was until 2007 -less than 10 years ago- that epicontinental aquatic systems were recognized as potentially important components in the carbon cycle, both regionally and globally. However, this finding was based mainly in temperate and arctic lakes data, most likely because the information available for tropical lakes is still very scant. In order to compare with the available information, we evaluated the concentration of total particulate (TPC) and organic (POC) carbon in 18 karstic lakes in the "Lagunas de Montebello" National Park, Chiapas. The lakes were chosen according to their color and classified into pristine (blue) and impacted (green-yellow). In pristine lakes TPC averaged  $843 \pm 591 \mu\text{g l}^{-1}$  and  $579 \pm 356 \mu\text{g l}^{-1}$  for POC. On the other side, in the impacted lakes the TPC averaged  $3454 \pm 2021 \mu\text{g l}^{-1}$  and  $2919 \pm 1825 \mu\text{g l}^{-1}$  for POC. The vertical distribution of TPC and POC in pristine lakes displayed mid-water or near the bottom maxima. Differently, in the impacted lakes the TPC and POC maxima were found at the surface, and the concentration decreased with depth. The carbon concentration in the impacted lakes was 4-5 times compared to the pristine and their distribution in the water column have been modified from from mid-water or near the bottom maxima in the pristine lakes to surface maxima in the impacted ones.

**Key words:** TPC, POC, trophic state, karst lakes, tropical lakes.

## Introducción

Los sistemas acuáticos epicontinentales, principalmente lagos, ríos y presas, son componentes potencialmente importantes en el ciclo del carbono tanto a escala regional como global a pesar de 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  $0.2 \text{ Pg C año}^{-1}$  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 ( $0.9 \text{ Pg C año}^{-1}$ ). Este transporte y/o secuestro de carbono particulado es llamado “bomba biológica”, que es el proceso por el cual el  $\text{CO}_2$  atmosférico es fijado a través de la fotosíntesis y posteriormente transportado (exportación) al interior del sistema acuático y como consecuencia, el carbono se almacenará temporal o permanente en el sedimento (Karl *et al.*, 1991).

Desafortunadamente, la información acerca de la dinámica del carbono en cuerpos acuáticos epicontinentales es aún escasa y la mayoría de ésta procede de estudios realizados en lagos de la zona templada y muy pocos de ambientes tropicales. México no es la excepción y se desconoce el papel que juegan en el ciclo del carbono sus numerosos cuerpos acuáticos. El sistema lacustre del Parque Nacional “Laguna de Montebello” (PNLM), Chiapas, constituye un sitio excelente para estudiarlo al estar constituido por un conjunto de más de 50 lagos kársticos. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la concentración del carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP) en 18 lagos kársticos del PNLM. Adicionalmente, desde hace unos años se ha detectado un cambio en la coloración de las aguas de algunos de los cuerpos lacustres del parque del característico color azul a verde-amarillo, lo que permitió poder realizar una comparación entre las dos categorías de lagos: prístinos e impactados.

## Materiales y métodos

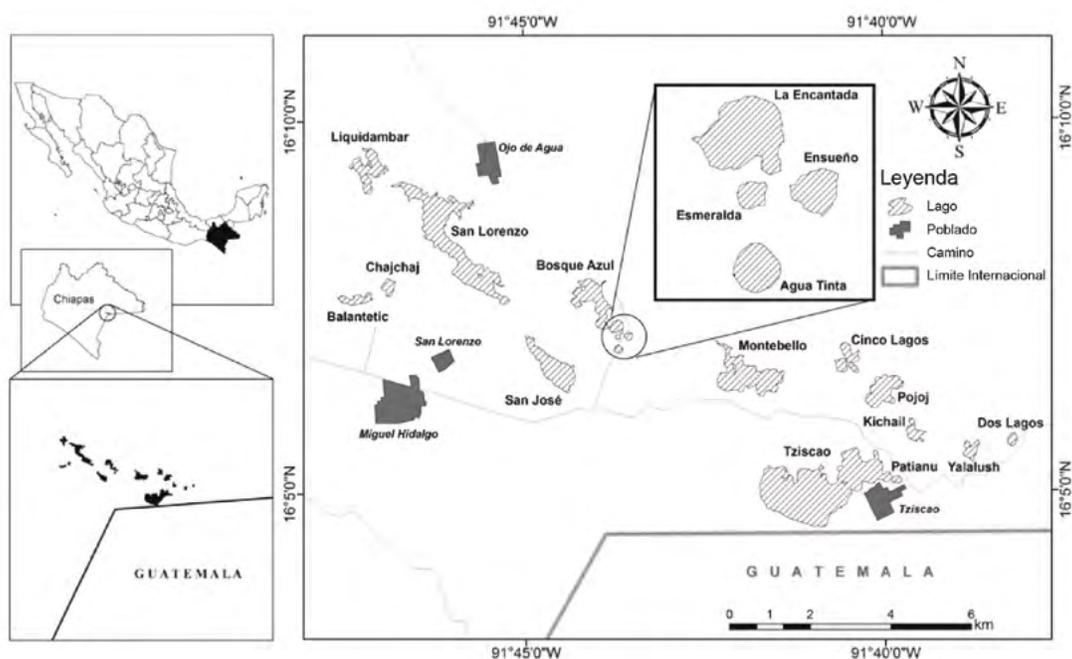
### Zona de estudio

La zona de estudio cubre un área de  $64.25 \text{ km}^2$  y se encuentra en la provincia fisiográfica Altos de Chiapas, también conocida como Macizo Central de Chiapas. Sus coordenadas extremas son  $16^{\circ}04'40''$  y  $16^{\circ}10'20''$  de latitud Norte y  $91^{\circ}37'40''$  y  $9^{\circ}47'40''$  de longitud Oeste y presenta una altitud promedio de 1500 m s.n.m. La temperatura media anual es de  $17.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , con una precipitación media anual de 2279 mm y una evaporación media anual de 948 mm. De acuerdo a García (1988) el clima de la región es Cb(m)(f)ig, esto es, templado con verano fresco largo, húmedo, regímenes de lluvias de verano, porcentaje de precipitación invernal respecto a la total anual mayor de 10.2%; isotermal (menor de  $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ) y marcha de la temperatura tipo Ganges.

El área que comprende el sitio de estudio es de clase sedimentaria de tipo caliza, del Mesozoico en la serie Cretácico Inferior. Asociado a esta litología se da la formación de un complejo lacustre de origen kárstico, esto es, lagos de disolución (Hutchinson, 1957) con la consecuente formación de grupos de dolinas y uvalas que se pueden distinguir por sus características morfológicas, así como también se pueden observar poljes (Durán *et al.*, 2014). De los casi 50 lagos que constituyen el complejo lacustre kárstico conocido como “Lagunas de Montebello” se seleccionaron para este estudio 18 que cubren todo el gradiente del complejo lacustre orientado NW-SE como el de coloración de azul (transparentes) a verdes-amarillos (turbios). Los 18 lagos investigados se dividieron *a priori* en prístinos: Agua Tinta, Cinco Lagos, Dos Lagos (Dos Lagunas), Ensueño, Kichail, Montebello, Patianu, Pojoj, San José, Tziscoa y Yalalush, e impactados: Balantetic, Bosque Azul, Chajchaj, Esmeralda, La Encantada, Liquidambar y San Lorenzo (Figura 1). La mayoría de los Lagos de Montebello presentan una profundidad relativa elevada reflejando que hay una tendencia marcada a estratificarse y seis de los 18 lagos de Montebello estudiados se ubican entre los lagos más profundos de México ocupando del 2° al 6° lugar (Alcocer *et al.*, 2015).

### Trabajo de campo

Se muestrearon los 18 lagos entre mayo y junio del 2013. Para la determinación de los perfiles verticales de temperatura se utilizó una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS4 acoplado a un sistema de captura y almacenaje de información marca Hydrolab modelo SVR4. Para la evaluación del carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP) se tomaron entre una y diez muestras de agua a lo largo de la columna de agua dependiendo de la profundidad de cada lago y de los perfiles de temperatura. El muestreo se realizó con una botella muestreadora de agua marca UWITEC de 5 l de capacidad. Las muestras fueron tamizadas *in situ* a través de una malla de 100  $\mu\text{m}$  de apertura para eliminar al zooplancton grande o “nadador” (“swimmers”) para no afectar la precisión de la evaluación del carbono como sugieren diversos autores (*e.g.*, Jellison y Melack, 2001; Karl *et al.*, 1991). Las muestras fueron almacenadas inmediatamente en botellas de plástico y se mantuvieron en oscuridad y a baja temperatura (dentro de una hielera con una cama de hielo) para evitar su alteración durante su transporte al laboratorio (máximo 4 h).



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio y del complejo lacustre Lagunas de Montebello. Modificada de Alcocer *et al.*, 2015.

### Trabajo de laboratorio

En el laboratorio, las muestras de CTP y COP de cada profundidad se filtraron a través de filtros Whatman GF/F de 13 mm (0.7  $\mu\text{m}$  de retención nominal) previamente calcinados (550 °C por 4 h). El volumen de muestra filtrado fue de entre 20 y 300 ml dependiendo de cada lago (menos volumen en lagos de aguas turbias y mayor volumen en lagos con aguas claras). El filtrado de las muestras se llevó a cabo con una bomba de vacío, a una presión de entre 0.3 y 0.5 atm para evitar la pérdida de material orgánico. Para el COP, los filtros se acidificaron con HCl al 10% para eliminar la fracción inorgánica del carbono (carbonatos) en la muestra (Karl *et al.*, 1991; Veronesi *et al.*, 2002). Posteriormente, los filtros fueron secados a 60 °C en una estufa de secado (marca Lab-Line Instruments modelo 3512) por 24 h; transcurrido este tiempo se colocaron en un desecador (Jellison y Melack, 2001). La medición

tanto del CTP como del COP se realizó con un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100 (Veronesi *et al.*, 2002).

## Resultados y discusión

Los lagos profundos (profundidad media >9 m, Weyhenmeyer, 1997) estuvieron estratificados al momento de realizar el estudio. La profundidad a la que se encontró la termoclina fue mayor en los lagos prístinos (15.8±5.4 m) que en los lagos impactados (5.9±2.2 m) (Figura 2 y Figura 3). Lo anterior se debe seguramente a que los lagos impactados presentan una mayor cantidad de material particulado (*e.g.*, mayor turbidez, menos penetración de radiación solar).

En los lagos prístinos el promedio de CTP fue de 843±591  $\mu\text{g l}^{-1}$  presentándose la mayor concentración (2719  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en Patianu a los 6 m y la menor a los 35 m en Cinco lagos (306  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) (Figura 1a). Para el caso del COP el promedio fue de 579±356  $\mu\text{g l}^{-1}$  obteniéndose la mayor concentración (1815  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en la superficie de San José, mientras que la menor concentración (253  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) se encontró nuevamente en Cinco Lagos pero a los 50 m de profundidad (Figura 2a, Cuadro 1).

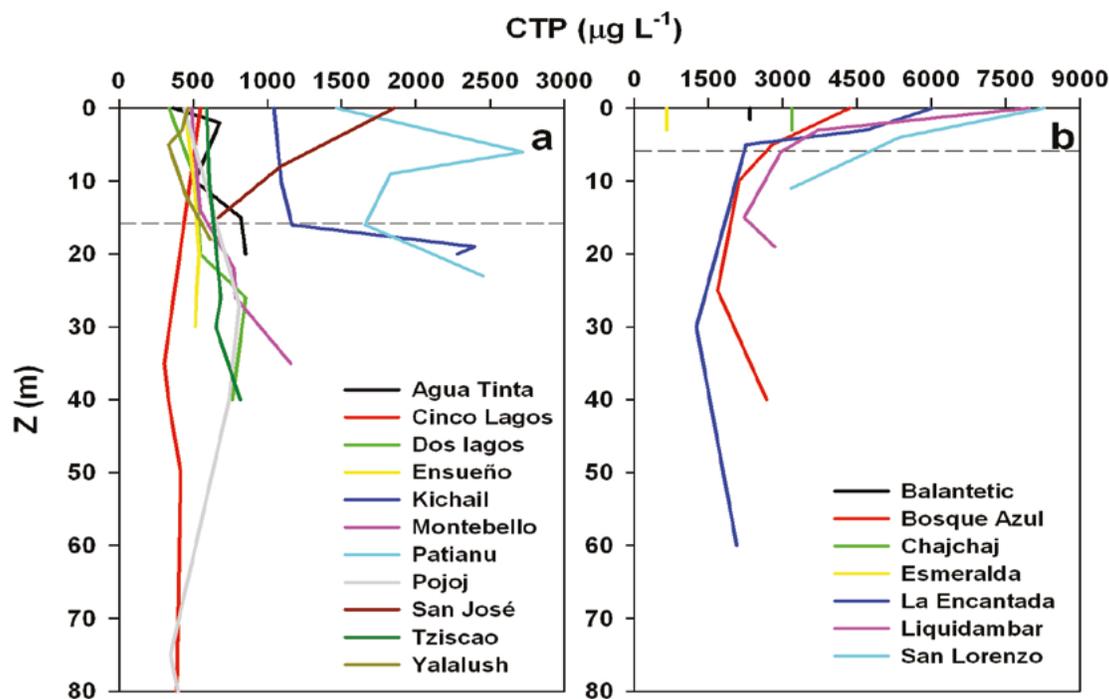
Por otro lado, el promedio de CTP en los lagos impactados fue de 3454±2021 encontrándose la menor concentración (664  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en Esmeralda a los 3 m, mientras que la máxima concentración (8271  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) se registró en San Lorenzo en la superficie (Figura 1b, Cuadro 1). El promedio de COP para los lagos impactados fue de 2919±1825  $\mu\text{g l}^{-1}$  observándose la mayor concentración (6744  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en la superficie de Liquidambar y la menor concentración (651  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) se registró nuevamente a los 3 m en Esmeralda (Figura 2b, Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Rango (mínimo-máximo) de las concentraciones ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) de carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP) de 18 lagos del complejo lacustre Lagunas de Montebello, Chiapas.

Lagos Prístinos			Lagos Impactados		
Nombre	CTP	COP	Nombre	CTP	COP
Agua Tinta	338-862	311-854	Balantetic	2,338*	2184*
Cinco Lagos	306-549	253-454	Bosque Azul	1684-4354	1404-4235
Dos Lagos	338-854	278-525	Chajchaj	3181*	2200*
Ensueño	445-540	365-435	Esmeralda	664*	651*
Kichail	1044-2396	674-1754	La Encantada	1251-6019	835-5791
Montebello	488-1156	364-701	Liquidambar	2222-7960	1541-6744
Patianu	1467-2719	768-1139	San Lorenzo	3166-8271	1817-6628
Pojoj	349-809	282-386			
San José	669-852	575-1815			
Tzisco	589-816	367-639			
Yalalush	334-617	255-437			

\*Lagos someros con concentración homogénea en toda la columna de agua.

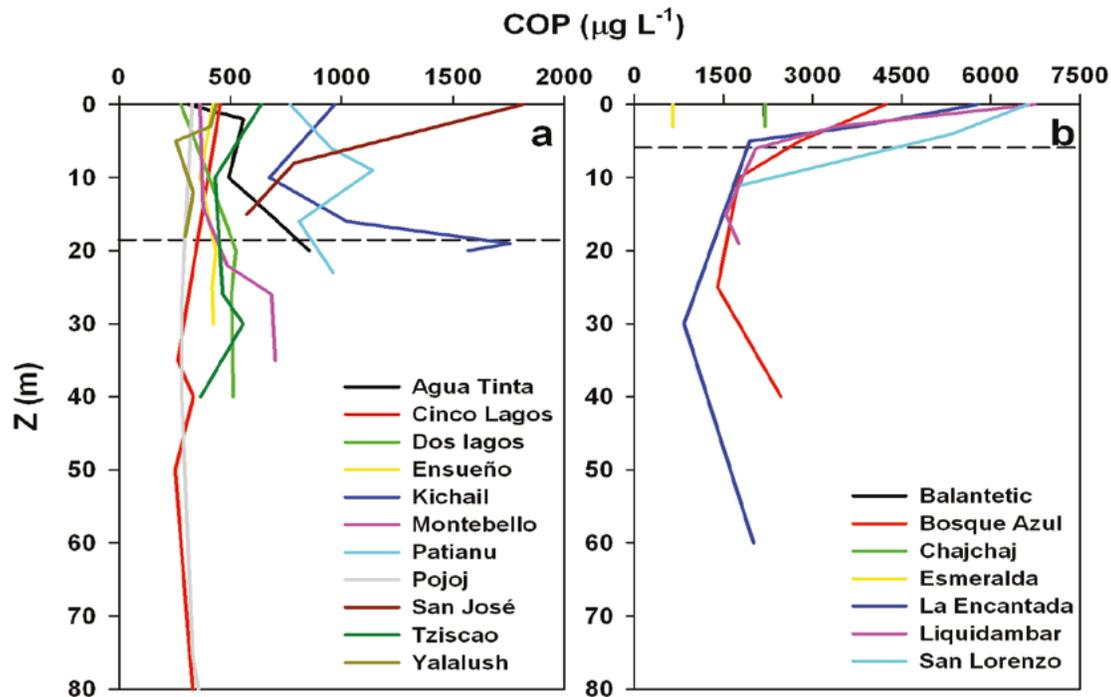
La concentración de carbono en los lagos impactados se ha cuadruplicado a quintuplicado, presentando diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) tanto en el CTP como en el COP con respecto a los lagos prístinos. Por otro lado, se encontró una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre el CTP y COP en los lagos prístinos mientras que para los lagos impactados no se observó esta diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) entre las dos fracciones de carbono, lo que indica que hay una mayor entrada o precipitación de carbono inorgánico particulado en los lagos impactados.



**Figura 2.** Perfiles de carbono total particulado (CTP) para los lagos prístinos (a) e impactados (b), del complejo lacustre Lagunas de Montebello, Chiapas. La línea punteada muestra el límite promedio de la capa de mezcla (*i.e.*, epilimnion).

Se presentaron dos tipos de distribución vertical de acuerdo a la ubicación de la concentración máxima de CTP y COP: 1) los que su concentración máxima estuvo en la capa de mezcla y 2) los que su concentración máxima estuvo por debajo de la zona de mezcla. En el caso de los lagos prístinos se observaron ambos tipos de distribuciones. Cinco Lagos, Patianu y San José presentaron la concentración máxima de CTP en la capa de mezcla mientras que los otros la presentaron a media a columna de agua (Dos Lagos, Ensueño, Pojoj y Montebello) o cerca del fondo (Agua Tinta, Kichail, Tziscaco y Yalalush). Para el caso del COP los lagos que mostraron su máxima concentración en la capa de mezcla fueron Cinco Lagos San José, Tziscaco y Yalalush. Los lagos que mostraron la mayor concentración de COP por debajo de la capa de mezcla fueron Dos Lagos, Ensueño y Patianu para media agua y Agua Tinta, Kichail, Montebello y Pojoj en el fondo. De los lagos que presentaron su concentración máxima tanto de CTP como de COP en la capa de mezcla solo San José mostró una disminución pronunciada de superficie a fondo.

Para el caso de los lagos impactados solo se observó el primer tipo de distribución vertical tanto para el CTP como para el COP. Bosque Azul, La Encantada, Liquidambar y San Lorenzo presentaron la concentración máxima de CTP y COP en la superficie a partir de la cual fue disminuyendo con la profundidad y aumentando nuevamente cerca del fondo. En el caso de los lagos someros (Balantetic, Chajchaj y Esmeralda) se presentó una distribución homogénea en la columna de agua.



**Figura 3.** Perfiles de carbono orgánico particulado para los lagos prístinos (a) e impactados (b), del complejo lacustre Lagunas de Montebello, Chiapas. La línea punteada muestra el límite promedio de la capa de mezcla (*i.e.*, epilimnion).

Es importante recalcar que a pesar de que Kichail y San José fueron considerados *a priori* por su color azul como prístinos, fueron significativamente ( $p < 0.05$ ) similares a los lagos impactados y más aún, en el caso de San José que muestra la misma distribución vertical que en los impactados. Por otro lado, a pesar de su color verde, Esmeralda presentó valores de CTP y COP similares a las de los lagos prístinos.

Es evidente que el cambio de coloración que se ha presentado en los lagos al pasar de ser azules (prístinos) a verdes-amarillos (impactados) ha conllevado un incremento sustancial (4-5 veces) en el contenido del CTP y COP de sus aguas, así como a una redistribución de éstos en el perfil vertical. Tanto la coloración verde como el incremento del COP, muy probablemente asociado a productores primarios, indica que la afectación de los lagos impactados tiene que ver con un incremento en la fertilidad de sus aguas y por ende en el estado trófico de los mismos.

## Conclusiones

Las concentraciones de CTP y COP en los lagos variaron en un amplio intervalo de  $306 \mu\text{g l}^{-1}$  a  $8271 \mu\text{g l}^{-1}$  y de  $253 \mu\text{g l}^{-1}$  a  $6744 \mu\text{g l}^{-1}$  respectivamente. Las concentraciones de CTP y COP en los lagos impactados fueron entre cuatro y cinco veces mayor que en los prístinos. Para la mayoría de los lagos prístinos la máxima concentración de CTP y COP se presentó por debajo de la zona de mezcla, mientras que para los lagos impactados la mayor concentración se observó en los primeros metros de la columna de agua disminuyendo con la profundidad. El cambio de coloración de las aguas de los lagos impactados lleva asociado un incremento en la concentración de CTP y COP, así como una modificación en la distribución vertical de los mismos.

## Agradecimientos

La presente investigación fue apoyada por el Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua (CONAGUA-CONACYT) a través del proyecto Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello, en el Estado de Chiapas y el PAPIIT (IN219215).

Agradecemos a Circe González, Joaquín Martínez, Rigel González y René Morales por el apoyo en el trabajo de campo. Asimismo al Parque Nacional Lagunas de Montebello, CONANP (Jesús A. León y Roberto Castellanos), a la comunidad y a los Comisariados Ejidales de Antelá, Cárdenas, Miguel Hidalgo, Ojo de Agua y Tziscaco por las facilidades para el acceso a los lagos. También agradecemos al Comité de administración de Tziscaco (Sergio Marcos y Miguel A. Tomas), al Presidente del Comité de Turismo de Tziscaco (Armando Hernández), al Comisariado Ejidal de Tziscaco (Enrique M. Hernández) y al personal del Hotel Villas Tziscaco (Rosemberg F. Jorge, Juan G. Espinoza y Gemuel P. Hernández) por el apoyo y las facilidades para el desarrollo de este trabajo.

## Bibliografía

- Alcocer J. L., A. Oseguera, G. Sánchez, C. G. González, J. R. Martínez, R. González. 2015. Bathymetric and morphometric survey of the Montebello Lakes, Chiapas. Sometido al *Journal of Limnology*.
- 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 J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171-184.
- Durán I., O. Escolero, E. Salinas, M. Castillo, G. Silva. 2014. Cartografía geomorfológica a escala 1:50000 del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas (México). *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 66:263-277
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México. 217 pp.
- Hutchinson G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*. Vol 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley y Sons. 1015 pp.
- Jellison R., J. M. Melack. 2001. Nitrogen limitation and particulate elemental ratios of seston in hypersaline Mono Lake, California, U.S.A. *Hydrobiologia* 466:1-12
- Karl D. M., D. V. Hebel, C. Winn C. 1991. Procedures for particulate carbon, nitrogen, phosphorus and total mass analysis used in the US-JGOFS Hawaii ocean time-series program. *In: Marine particles: Analysis and characterization Geophysical Monograph* 63. American Geophysical Union, Washington. pp. 71-77.
- 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
- Weyhenmeyer G. A. 1997. Quantification of resuspended particles in sedimentation traps. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte. Limnologie* 26:271-276

## 2.5 Flujos de Carbono en manglares de escenario cárstico en Yucatán

Camacho-Rico Andrea<sup>1</sup>; Herrera-Silveira Jorge<sup>1</sup> y Giacoman-Vallejos German<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Producción Primaria, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Antigua Carretera a Progreso km 6, CP 97310, Mérida Yucatán. Autor para correspondencia: andrea.camacho@mda.cinvestav.mx

<sup>2</sup>Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, Av. Industrias no Contaminantes por Periférico Norte, Apartado postal 150, Cordemex, Mérida, Yucatán.

### Resumen

Los flujos de carbono en humedales comprenden la captura, la transformación e intercambio y son modulados por la variabilidad ambiental. Sin embargo, estos procesos se han estudiado de forma individual y compartimentalizada. En este trabajo se estudia bajo un enfoque ecosistémico la dinámica de hojarasca, el intercambio de carbono orgánico disuelto (COD) entre el manglar y el cuerpo de agua (laguna costera), así como la variación espacial y temporal del COD en un gradiente de salinidad, que presenta la laguna de Celestún (Yucatán). La productividad promedio de hojarasca en el manglar de la zona interna de la laguna del año 2011 al 2013 fue de 6.19 a 4.64 Mg C h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La productividad promedio de la zona cercana al mar del año 2011 al 2013 fue de 4.91 a 3.51 Mg C h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Se observaron diferencias en el proceso de descomposición entre zonas y entre temporadas. En la zona cercana al mar se obtuvo una constante de decaimiento mayor ( $k= 0.0078$ ), mientras que la zona interna presentó una  $k$  de 0.0041. El intercambio de COD entre el manglar y la laguna durante dos ciclos de marea para la temporada de lluvias, nortes y secas, mostró que la zona interna exporta un promedio de 1.11, 0.45, 0.44 Mg COD d<sup>-1</sup>, la zona cercana al mar exporta en promedio 0.51, 0.02 Mg COD d<sup>-1</sup> en la temporada de lluvias y nortes respectivamente, e importa un promedio de 0.09 Mg COD d<sup>-1</sup> en la temporada de secas. En la laguna, la concentración promedio de COD más bajo corresponde al ojo de agua cercano a la boca (2.93 mg/l), el valor más alto de COD se encuentra en la zona interna (47.5 mg/l). La variación temporal de COD presentó un mínimo de 4.11 mg/l en el mes de abril, en tanto que el máximo 18.6 mg/l se observó en el mes de Octubre que corresponde al final de la temporada de lluvias. Las variaciones espaciales y temporales de COD se encuentran asociadas a las descargas de agua dulce, y a los intercambios de materia entre el manglar y la laguna costera.

**Palabras clave:** laguna, manglares, carbono orgánico.

### Abstract

Carbon fluxes in wetlands include the capture, transformation and exchange; these processes are modulated by environmental variability. However, they have been studied under individually and compartmentalized vision. In this work the carbon fluxes in mangroves were studied under an ecosystem approach through of the litter dynamics, exchange of dissolved organic carbon (DOC) between the mangrove and the coastal lagoon, and spatial and temporal variation of DOC in a salinity gradient which presents the lagoon of Celestún (Yucatan). The average productivity of leaves in the mangrove internal lagoon area of 2011 to 2013 was 6.19 to 4.64 Mg C h<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The average productivity of the area near the Sea of 2011 to 2013 was 4.91 to 3.51 Mg C h<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Differences in the decomposition process between areas and between seasons were observed. In the area near the sea most decay constant ( $k= 0.0078$ ) was obtained, while the inner zone presented a  $k$  of 0.0041. The carbon flow between the mangrove and the lagoon, indicate that the low salinity region exports an average of 1.11, 0.45, 0.44 Mg DOC day<sup>-1</sup> during rainy, windy and dry season respectively. In the high salinity region of the lagoon, the mangrove exports in average 0.51, 0.02 Mg DOC day<sup>-1</sup> during rainy

and windy season, while imports an average of  $0.09 \text{ Mg DOC day}^{-1}$  in dry season. In the lagoon, the average concentration of DOC lowest corresponds to the eye near the mouth water ( $2.93 \text{ mg/l}$ ), the highest value of DOC is located in the inner zone ( $47.5 \text{ mg/l}$ ). The temporal variation of DOC presented a minimum of ( $4.11 \text{ mg/l}$ ) in April, while the maximum ( $18.6 \text{ mg/l}$ ) was observed in the month of October which corresponds to the end of the rainy season. Spatial and temporal variations of DOC are associated with discharges of fresh water and exchanges of matter between the mangroves and the coastal lagoon.

**Key words:** coastal lagoon, mangroves, organic carbon.

## Introducción

Dentro de las regiones tropicales y subtropicales uno de los ecosistemas costeros que predominan son los bosques de manglar. La importancia de estos ambientes se ha resaltado en las últimas décadas debido a su función como almacenes de carbono y al ser uno de los ecosistemas más eficientes en la captura de  $\text{CO}_2$  (Donato *et al.*, 2011). Además presentan una alta producción primaria e importante intercambio de carbono y nutrientes hacia los ambientes costeros adyacentes, funcionando como exportadores de materia y energía que subsidia cadenas tróficas superiores (Adame y Lovelock, 2010; Twilley, 1985).

A pesar de que existen un gran número de estudios sobre el ciclo de la materia orgánica en los ecosistemas de manglar sigue sin haber consenso acerca de la magnitud y contribución real de la producción primaria y destino de la materia orgánica proveniente de los manglares, así como de los procesos que intervienen en el balance neto de dicho intercambio (Bouillon *et al.*, 2008).

Dentro de los procesos de flujos de carbono en humedales la producción, la descomposición y el intercambio se dan de forma simultánea, y eso hace que se observen variaciones espaciales y temporales de las concentraciones de carbono y nutrientes en los ecosistemas acuáticos adyacentes. Sin embargo, estos procesos se han estudiado de forma individual y compartimentalizada en diferentes ecosistemas que tienen características geomórficas e hidrológicas distintas (Ake-Castillo *et al.*, 2006; Dittmar y Lara, 2001; Twilley 1985).

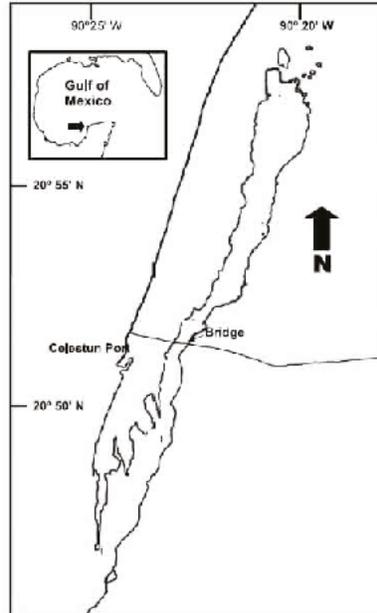
De acuerdo a lo anterior, en este trabajo se busca conocer la conexión que hay entre los procesos de producción, descomposición y flujo de materia orgánica en manglares bajo un enfoque ecosistémico en un sistema costero que tiene la particularidad de estar en un escenario cárstico donde los aportes de agua dulce son por descargas puntuales y difusas del acuífero y donde se tienen micromareas de intervalo de  $0.6 \text{ m}$  (Bouchot *et al.*, 2011).

## Materiales y métodos

El estudio se realizó en la laguna costera de Celestún, la cual se localiza en el extremo noroeste de la península de Yucatán, sobre el límite de una isla de barrera (Figura 1) comprende un área de  $28 \text{ km}^2$ . El clima de la región está asociado a la variación de la precipitación, reconociéndose tres épocas climáticas: secas (marzo a mayo), lluvias (junio–octubre) y nortes (noviembre–febrero). En la laguna de Celestún se reconocen tres zonas de acuerdo al gradiente de salinidad: la parte interna se caracteriza por valores menores de salinidad en la columna de agua ( $5 \text{ g kg}^{-1}$  a  $12 \text{ g kg}^{-1}$ ) esto se debe a la influencia de las descargas subterráneas; en la parte sur se localiza la zona de la boca, caracterizada por salinidad marina ( $> 30 \text{ g kg}^{-1}$ ).

El suelo de la región es de tipo calizo-cárstico de gran permeabilidad, lo que no permite escurrimiento a nivel superficie; el agua filtrada aparece nuevamente en superficie por afloramientos del manto freático a manera de manantiales, que se localizan en los bordes y dentro de la laguna. La

precipitación y los manantiales son las únicas fuentes de agua dulce con las que cuenta el sistema lagunar.



**Figura 1.** Localización de la Laguna de Celestún.

#### *Dinámica de hojarasca*

Durante el periodo de enero de 2011 a diciembre de 2013, en el manglar de franja de la zona interna de la laguna, y zona de la boca de la laguna se establecieron dos parcelas permanentes para la recolección de hojarasca, en cada parcela se colocaron cinco canastas de 0.25 m<sup>2</sup> para un total de diez canastas por zona.

Para evaluar los factores asociados a las tasas de descomposición de la hojarasca dentro del bosque de manglar, las variables a estudiar fueron el efecto de la salinidad (zona interna, zona de la boca), grado de inundación (temporada de secas (marzo–mayo), lluvias (junio–octubre) y nortes (noviembre–febrero) y el efecto de los macroinvertebrados en el proceso de descomposición (variación en el tamaño de malla).

Se utilizaron bolsas de nylon de 20 x 20 cm con apertura de malla de (1 x 1 mm) y (5 x 7 mm). Las bolsas se llenan con 10 g de hojas secas. En cada zona se pusieron 35 bolsas de 1 x 1 y 35 bolsas de 5 x 7, en cada zona. Se conservaron cinco bolsas como blancos, en cada colecta realizada se recogieron cinco bolsas (con fines estadísticos). Los tiempos de recolección fueron, al día siguiente de colocarlas, a la 1<sup>era</sup> semana, 2<sup>da</sup> semana, 3<sup>er</sup> semana, 4<sup>a</sup> semana (un mes), 2<sup>do</sup> mes, 3<sup>er</sup> mes, 4<sup>to</sup> mes, para un total de siete colectas. Este procedimiento se realizó en cada una de las temporadas climáticas (secas, lluvias y nortes).

#### *Intercambio de carbono entre el manglar y la laguna*

Con la finalidad de determinar el balance neto de exportación e importación de carbono, entre el manglar y la laguna de Celestún asociada al gradiente de salinidad y estacionalidad se eligió un canal de agua que conecta la zona de manglar con la laguna, en la zona interna y zona de la boca. En cada sitio se colocó simultáneamente un automuestreador automático portátil Modelo 3700 Full Size programado para coleccionar muestras de agua a un tiempo constante de 1 h durante dos ciclos de marea, a

su vez se colocó un VECTOR para medir la velocidad, dirección del flujo, presión y temperatura del agua en el canal. Las muestras colectadas fueron conservadas en hielo hasta su posterior análisis en el laboratorio, una vez en el laboratorio son filtradas a través de un filtro GF/F la fracción filtrada se analizó para la determinación de COD en auto-analizador elemental.

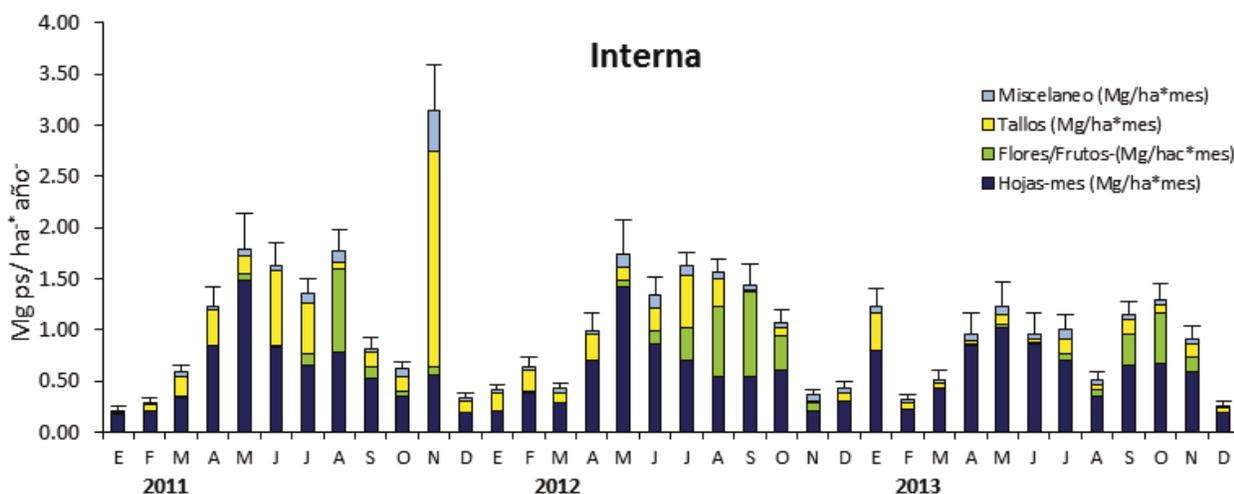
### *Variación espacio temporal de carbono*

Se colectaron muestras de agua superficial en botellas de plástico opaco de 1 l para el análisis de carbono orgánico disuelto para el periodo de septiembre de 2012 a junio de 2014. Las muestras se conservaron en hielo hasta su posterior análisis en el laboratorio, se filtraron a través de un filtro GF/F la fracción filtrada fue colectada para la determinación de COD en auto-analizador elemental.

## Resultados y discusión

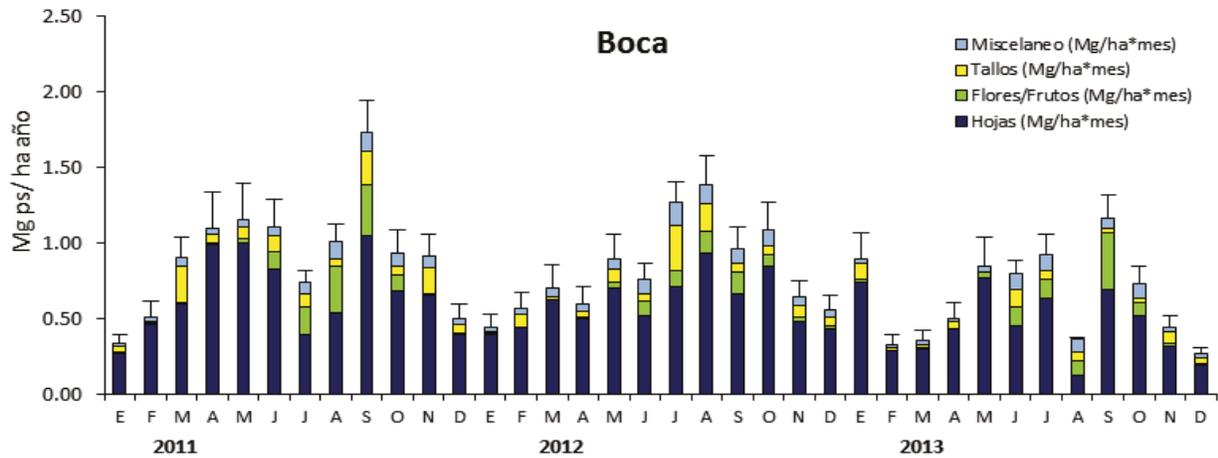
### *Estimación de la productividad*

Como se observa en la Figura 2, correspondiente a la productividad de la zona interna, se muestra un patrón cíclico en donde los valores máximos se presentan en los meses de mayo que corresponde a la temporada de secas, el componente predominante son hojas, sin embargo para los meses de agosto de 2011 el componente que predomina son las flores y frutos, de igual forma en agosto, septiembre y octubre de 2012 el componente predominante son flores y frutos, en 2013 se observa un incremento en el componente flores y frutos para los meses de septiembre y octubre, pero no llega a ser predominante sobre hojas.



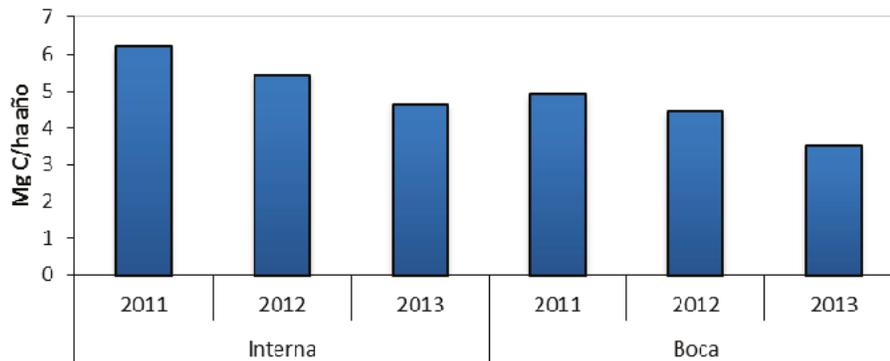
**Figura 2.** Valores de productividad para el manglar de franja en la zona interna. Azul claro= misceláneos, amarillo= tallos, verde= flores y frutos, y azul fuerte= hojas.

La productividad en la zona de la boca presenta un patrón cíclico, a pesar de que varían los máximos de productividad. A lo largo de los 3 años en 2011 se presentan en los meses de abril, mayo y septiembre, para el 2012 los máximos se observan en agosto y octubre, en 2013 el máximo se observa en septiembre, el componente que predominante es hojas a lo largo de los tres años (Figura 3).

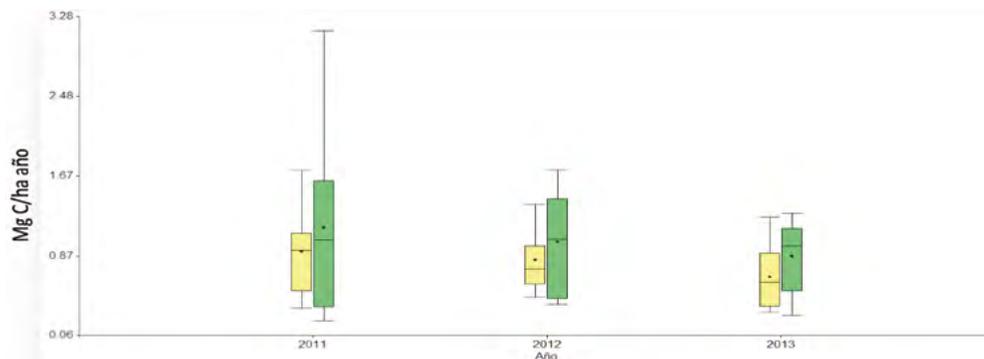


**Figura 3.** Valores de productividad para el manglar de franja en la zona de la boca. Azul claro= misceláneos, amarillo= tallos, verde= flores y frutos, y azul fuerte= hojas.

La Figura 4 muestra la contribución en megagramos (Mg) de carbono de la productividad anual del manglar de franja en la zona interna y zona de la boca, se puede observar que la zona interna presenta valores superiores a los observados en la zona de la boca, sin presentar diferencias significativas entre sitios,  $p > 0.005$  como se muestra en la Figura 5. Sin embargo a lo largo de los tres años se presenta un patrón decreciente de la productividad para ambos sitios.



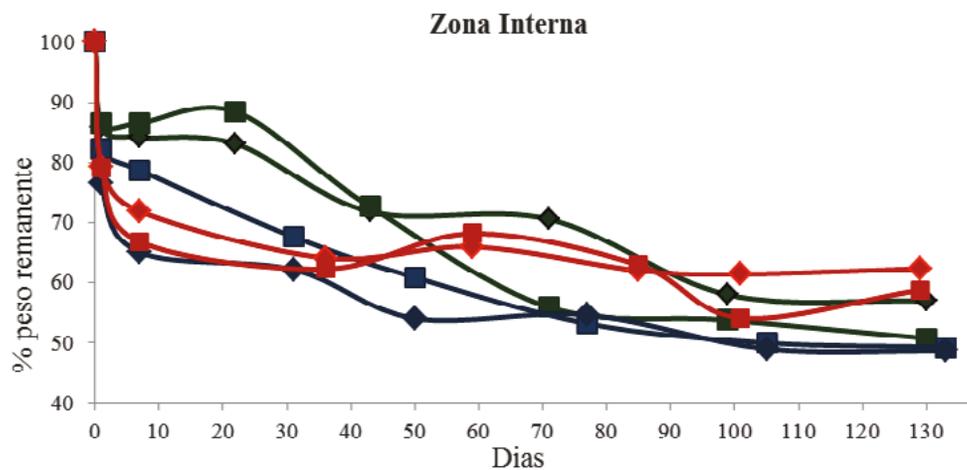
**Figura 4.** Contribución de carbono de la productividad anual de la zona interna y zona de la boca para el manglar de franja.



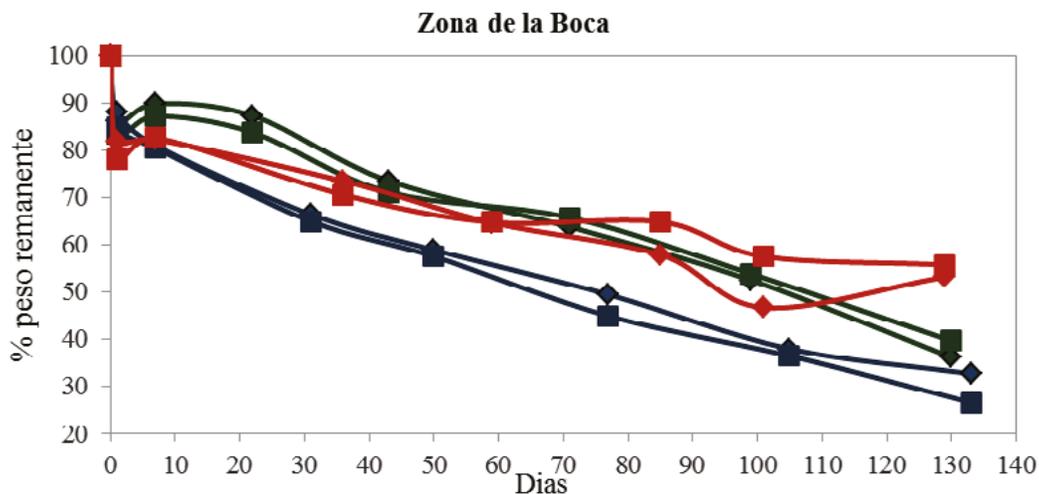
**Figura 5.** Gráfico de cajas, para el valor promedio y desviación estándar de la productividad anual para los años 2011, 2012, 2013 en la zona interna (color verde) y zona de la boca (color amarillo).

### Cinética de descomposición

Las Figura 6 y 7 muestran la dinámica de descomposición en la zona interna y zona de la boca en la laguna de Ceslestún para las temporadas de secas, lluvias y nortes, para dos mallas el tamaño de malla. La descomposición en la zona interna y en la zona de la boca ocurre de manera más rápida en la temporada de lluvias esto se observa más claramente en el Cuadro 1, donde se muestran los valores de las constantes de decaimiento para para ambas zonas, conforme el valor de la constante es mayor el proceso de descomposición ocurre más de manera más rápida. En la zona de la boca el valor más alto (0.0089) se presentó en la temporada de lluvias utilizando una malla de 5 x 7 mm, de igual forma en la zona interna el valor más alto (0.0047) se obtuvo en la temporada de lluvias para la malla de 5 x 7 mm.



**Figura 6.** Cinética de descomposición para la especie *Rizhophora mangle* en el manglar de franja de la zona interna de para la temporada de secas (verde), lluvias (azul), nortes (rojo), el símbolo ■ corresponde al tipo de malla con abertura de (1 x 1 mm), el símbolo ◆ corresponde al tipo de malla con abertura de (5 x 7mm).



**Figura 7.** Cinética de descomposición para la especie *Rizhophora mangle* en el manglar de franja de la zona de la Boca para la temporada de secas (verde), lluvias (azul), nortes (rojo), el símbolo ■ corresponde al tipo de malla con abertura de (1 x 1 mm), el símbolo ◆ corresponde al tipo de malla con abertura de (5 x 7 mm).

**Cuadro 1.** Valores de la constante de decaimiento de *Rizhophora mangle* para la zona interna y zona de la boca en la temporada de secas, lluvias y norte, utilizando dos tipos de mallas.

	Interna		Boca	
	1x1 (mm)	5x7 (mm)	1x1 (mm)	5x7 (mm)
Secas	0.0038	0.0051	0.0068	0.006
Lluvias	0.0041	0.0047	0.0078	0.0089
Nortes	0.003	0.003	0.005	0.004

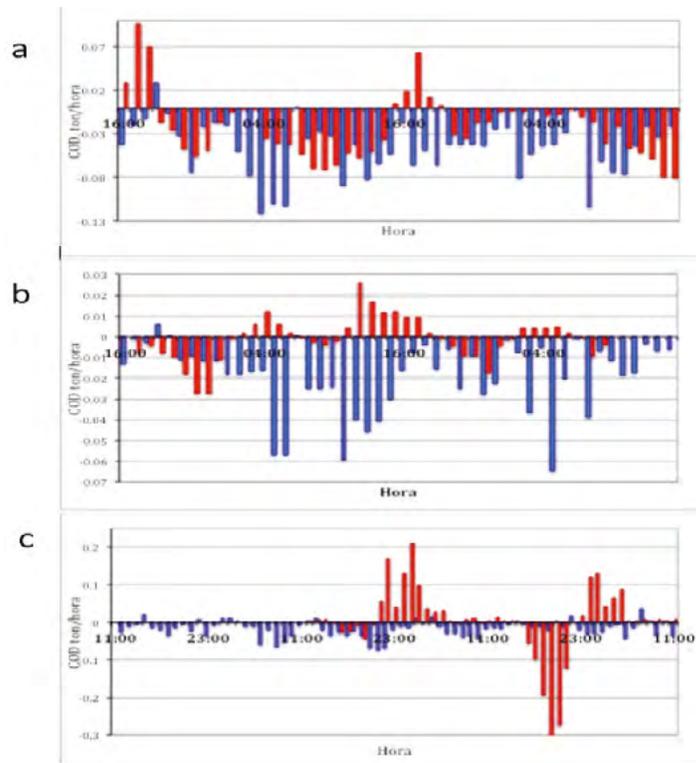
Otra manera de evaluar la cinética de descomposición fue la determinación del tiempo en el cual se pierde el 50% de la masa inicial  $t(50)$ , estos valores se observan en el Cuadro 2, para zona interna en la temporada de secas a lo largo del periodo que duro el experimento (135 d) no se alcanzó el  $t(50)$ , mientras que para temporada de lluvias se alcanzó a los 98 d para la malla de 1 x 1 mm y 100 d usando la malla de 5 x 7 mm. La zona de la boca en la temporada de secas presento un valor de  $t(50)$  a los 102 y 108 d para las mallas de 1 x 1 y 5 x 7 mm respectivamente, siendo la temporada de lluvias el periodo más corto 72 y 62 d para la malla de 1 x 1 y 5 x 7 mm respectivamente.

**Cuadro 2.** Valores del  $t(50)$  de *Rizhophora mangle* para la zona interna y zona de la boca en la temporada de secas, lluvias y nortes utilizando dos tipos de mallas.

<b>t(50) d</b>	Interna		Boca	
	1x1 (mm)	5x7 (mm)	1x1 (mm)	5x7 (mm)
<b>Secas</b>	---	---	102	108
<b>Lluvias</b>	98	100	72	62
<b>Nortes</b>	---	---	95	---

#### *Intercambio de carbono y nutrientes entre el manglar y la laguna costera*

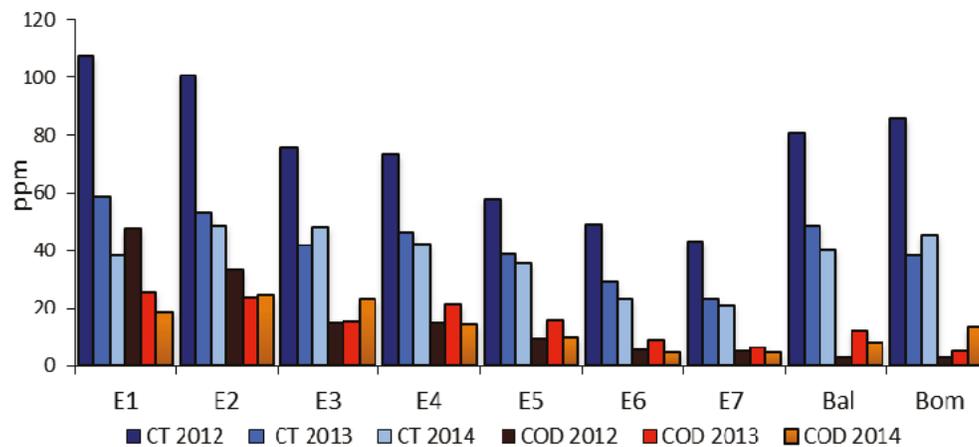
En la Figura 8 se muestran los flujos de entrada (valores positivos) y de salida (valores negativos) de COD para dos ciclos de marea, en la zona interna y zona de la boca para la temporada de lluvias, nortes, y secas. Se observa que la zona interna exporta COD en mayor medida con respecto a la zona de la boca, el flujo neto de exportación para la zona interna fue de 1.1, 0.45, 0.45 Mg COD/d para la temporada de lluvias, nortes y secas respectivamente. En tanto que la zona de la Boca exporta en promedio 0.51, 0.02 Mg COD/d en la temporada de lluvias y nortes respectivamente, e importa un promedio de 0.09 Mg COD/d en la temporada de secas.



**Figura 8.** Flujos de carbono orgánico disuelto en dos ciclos: a) lluvias, b) nortes, y c) secas. Barras azules= zona interna y barras rojas= zona de la boca.

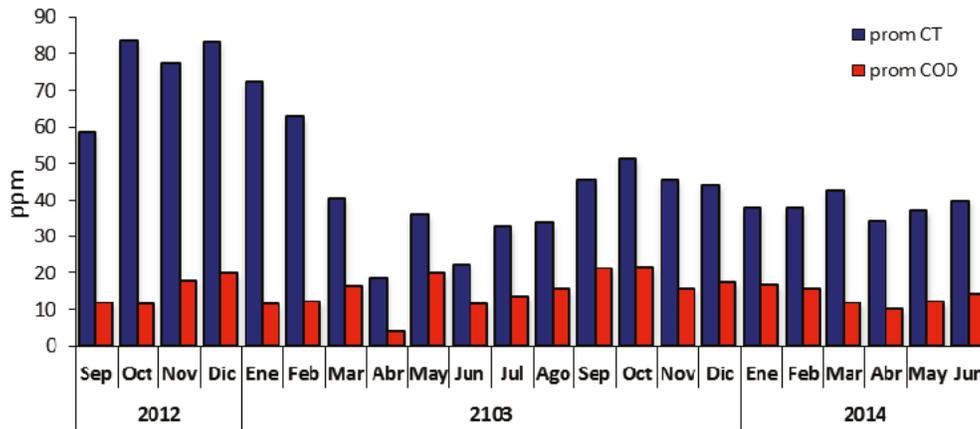
*Variación espacial y temporal de carbono orgánico disuelto en la laguna costera de Celestún*

La Figura 9 muestra que la estación E1 presenta el valor más alto de COD (42.7 mg/l), y que existe un gradiente decreciente hacia la estación E7 (5.7 mg/l), esto representa que la concentración de carbono es mayor en la zona interna de laguna en comparación con la zona marina en donde se encuentra ubicada la estación E7. Este patrón espacial es consistente a lo largo de los dos años registrados.



**Figura 9.** Variación espacial de carbono total y carbono orgánico disuelto en la laguna de Celestún para los años 2012, 2013 y 2014.

La Figura 10 exhibe las variaciones temporales de carbono total y carbono orgánico disuelto a lo largo del periodo de septiembre de 2012 a junio de 2014. El carbono total presenta un perfil cíclico que disminuye hacia la temporada de secas, y se incrementa hacia la temporada de lluvias y nortes, el COD no presenta variaciones tan marcadas sin embargo se observa que para la temporada de lluvias y nortes incrementa su concentración.



**Figura 10.** Variación temporal de carbono orgánico disuelto en la laguna de Celestún.

## Conclusiones

La productividad en la laguna de Celestún es diferente a lo largo del gradiente de salinidad, presentando valores superiores en la zona interna sin ser significativamente diferentes con respecto a la productividad de la zona de la Boca, se observó una tendencia decreciente en la productividad a lo largo del periodo registrado en ambas zonas. El proceso de descomposición se lleva a cabo de manera más rápida en la zona de la boca, siendo la temporada de lluvias el momento en el cual se incrementa dicho proceso alcanza el  $t_{50}$  en la zona interna a los 98 d y en la zona de la boca a los 62 d. La zona interna exporta materia orgánica a lo largo de las tres temporadas alcanzando valores máximos en la temporada de lluvias, dicho comportamiento se encuentra asociado a la influencia de las descargas de agua subterránea (ojos de agua) presentes en la laguna, la zona de la boca exporta materia orgánica en la temporada de lluvias y nortes, mientras que se importa en la temporada de secas. La variación espacial de carbono orgánico mostro un gradiente que decrece de la zona interna hacia la zona marina, dicho patrón está fuertemente asociado a la influencia de los ojos de agua, siendo la productividad del manglar y el intercambio de materia entre el manglar y la laguna una fuente importante de COD. La variación temporal muestra los máximos de concentración de COD se observan a final de la temporada de lluvias.

## Bibliografía

- Adame M. F., C. E. Lovelock. 2010. Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia* 663:23–50.
- Ake-Castillo J. A., G. Vazquez, J. López-Portillo. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of México. *Hydrobiologia* 559:101-111.
- Bouchot G., J. Montero, O. Pérez, J. Herrera-Silveira, D. Pool, L. Gual Alpuche, V. Ríos. 2011. Evaluación de la Condición Ambiental de la Ría de Celestún Campeche- Yucatán. CINVESTAV Unidad Mérida.
- Bouillon S., V. A. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, C. N. Duke, E. Kristensen, Y. S. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, H. V. Rivera-Monroy, J. T. Smith, R. R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1-33.

- Dittmar T., R. J. Lara. 2001. Do mangroves rather than rivers provide nutrients to coastal environments south of the Amazon River? Evidence from long-term flux measurements. *Marine Ecology Progress Series* 213:67–77.
- Donato D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham. M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich tropical forests and key in land-use carbon emissions. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- Twilley R. R. 1985. The Exchange of Organic Carbon in Basin Mangrove Forests in a Southwest Florida Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20:543-557.

## 2.6 Lagos tropicales profundos: ¿fuentes de CO<sub>2</sub> a la atmósfera o sumideros de COP a los sedimentos?

Guzmán-Arias Andrea P.<sup>1</sup>; Alcocer-Durand Javier<sup>2</sup>; Merino-Ibarra Martín<sup>3</sup>; García-Oliva Felipe<sup>4</sup>; Ramírez-Zierold Jorge<sup>3</sup> y Oseguera-Pérez Luis A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Apartado Postal 70-305, CP 04510, D.F., México. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

<sup>2</sup>Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México, México.

<sup>3</sup>Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Apartado Postal 70-305, CP 04510, D.F., México.

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones en Ecosistema, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua carretera Pátzcuaro No. 8701. Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

### Resumen

Aún no es del todo claro el papel que los ecosistemas acuáticos epicontinentales juegan en el ciclo global del carbono y menos aún el de los lagos tropicales debido a la poca información existente. Alchichica es un lago tropical en el que, a pesar de su condición oligotrófica, la biomasa fitoplanctónica está dominada por organismos de talla grande ( $\geq 40 \mu\text{m}$ ). Si bien Alchichica presenta esta característica que favorece la retención de carbono vía la exportación de COP al fondo, otras sugieren que se favorecería la emisión de CO<sub>2</sub> a la atmósfera por ser un lago salino y alimentado por aguas subterráneas ricas en CO<sub>2</sub>. Para conocer si Alchichica funciona como fuente de CO<sub>2</sub> o sumidero de COP, se realizó un muestreo con frecuencia mensual en el que se midieron pH, temperatura y salinidad, así mismo se tomaron muestras de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad. Con la información anterior se aplicaron una serie de ecuaciones para estimar la fugacidad del CO<sub>2</sub> ( $f(\text{CO}_2)$ ). Los promedios anuales de  $f(\text{CO}_2)$  estimados para Alchichica fueron 1.6 veces mayores a los promedios mensuales de fracción molar de CO<sub>2</sub> reportados por la NOAA. Durante el 33% del tiempo (junio, octubre, noviembre y marzo)  $\Delta f(\text{CO}_2) < 0$  por lo que Alchichica funciona como sumidero de C exportándolo como COP hacia los sedimentos. Por el contrario, en el 67% del tiempo restante (abril, mayo, julio, agosto, septiembre, diciembre, enero y febrero),  $\Delta f(\text{CO}_2) > 0$  por lo que Alchichica se comporta como fuente de CO<sub>2</sub>.

**Palabras clave:** fugacidad de CO<sub>2</sub>, alcalinidad, carbono inorgánico disuelto.

### Abstract

The role epicontinental aquatic ecosystems play in the global carbon cycle is not fully understood; this is particularly critical when referring to tropical lakes due to the limited available information. Alchichica is a tropical lake in which, despite its oligotrophic status, the phytoplankton biomass is dominated by large-sized organisms ( $\geq 40 \mu\text{m}$ ). This characteristic favours the exportation of particulate organic carbon (POC) to the bottom; however, being saline and fed by CO<sub>2</sub>-rich groundwater suggest CO<sub>2</sub> emission to the atmosphere would be favoured. To find out if Alchichica is a CO<sub>2</sub>-source or a POC-sink, a monthly sampling program was carried out to measure environmental variables *in situ* (pH, temperature, and salinity) and dissolved inorganic carbon (DIC) and alkalinity at the laboratory. A series of equations were used to estimate CO<sub>2</sub> fugacity ( $f(\text{CO}_2)$ ). Estimated mean annual  $f(\text{CO}_2)$  for Alchichica was 1.6 times than the monthly averages of CO<sub>2</sub> molar fraction reported by the NOAA. 33% of the year (June, October, November, and March)  $\Delta f(\text{CO}_2) < 0$ , indicating Alchichica acts as a C-sink, exporting POC towards the sediments. On the contrary, the remaining time

-67%- (April, May, July, August, September, December, January, and February)  $\Delta f(\text{CO}_2) > 0$ , pointing out Alchichica behaves as a  $\text{CO}_2$  source to the atmosphere.

**Key words:**  $\text{CO}_2$  fugacity, alkalinity, dissolved inorganic carbon.

## Introducción

El cambio climático global es considerado una de las amenazas más graves a los ecosistemas en todo el mundo; es, sin lugar a dudas, uno de los problemas ambientales más importantes a los que se ha enfrentado el ser humano (Adrian *et al.*, 2009). Debido a lo anterior, la ciencia se ha abocado a evaluar la respuesta de los tres principales reservorios planetarios (terrestre, océano y atmósfera) ante el aumento en las emisiones de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera y la acumulación de gases de efecto invernadero, junto con la identificación de las perturbaciones que genera en el ciclo global del carbono y el clima.

Aunque se conoce que la corteza terrestre y el océano son los grandes reservorios de carbono (Libes, 2009), aún no es claro cuál es el papel de los ecosistemas acuáticos epicontinentales en el ciclo global del carbono.

Los lagos en particular pueden actuar como centinelas del cambio climático debido a que constituyen una gran red distribuida geográficamente que pueden proporcionar información valiosa sobre los patrones y los mecanismos de cómo los ecosistemas terrestres y acuáticos están respondiendo al cambio climático (Williamson *et al.*, 2009).

A pesar que las aguas epicontinentales ocupan una fracción relativamente pequeña de la superficie terrestre y del volumen de agua planetario, razón por la cual tradicionalmente se han descartado como “actores” de importancia en el ciclo del carbono (C), Cole *et al.*, (2007) ponen en evidencia el papel como componentes activos del ciclo global de C. Su importancia radica en que pueden presentar una productividad primaria comparativamente elevada con la de otros ecosistemas, además de ser el “vehículo” para el transporte de carbono terrestre procedente de la cuenca, ya sea hacia los sedimentos, hacia la atmósfera o bien hacia otros sistemas acuáticos.

Es por esta razón que se considera importante el estudio de los lagos y en particular los ubicados en las zonas tropicales. La información que existe sobre los lagos tropicales no permite aún conocer si éstos funcionan como fuentes o sumideros de carbono (Cole *et al.*, 1994). Un caso interesante lo constituye Alchichica, el cual a pesar de ser un lago tropical oligotrófico, su biomasa fitoplanctónica está dominada por organismos de talla grande, particularmente organismos  $>40 \mu\text{m}$  como la diatomea *Cyclotella alchichicana* (Adame *et al.*, 2008; Oliva *et al.*, 2006). De acuerdo a lo anterior, se presenta una mayor exportación y por ende acumulación de carbono orgánico particulado (COP) en el fondo, en comparación con otros lagos de estado trófico similar (Ardiles *et al.*, 2012; Oseguera *et al.*, 2011).

Alcocer *et al.*, (2011) mencionan que en los lagos pequeños (como Alchichica) el carbono almacenado en los sedimentos es reflejo no sólo de su productividad, sino también de la tasa de acumulación y la capacidad de preservación de los sedimentos debido a que: a) el hipolimnion permanece anóxico una parte importante del año ( $\geq 6$  meses), b) se encuentra a una temperatura relativamente baja ( $\sim 14.5^\circ\text{C}$ ) y c) hay una escasa presencia de fauna bentónica.

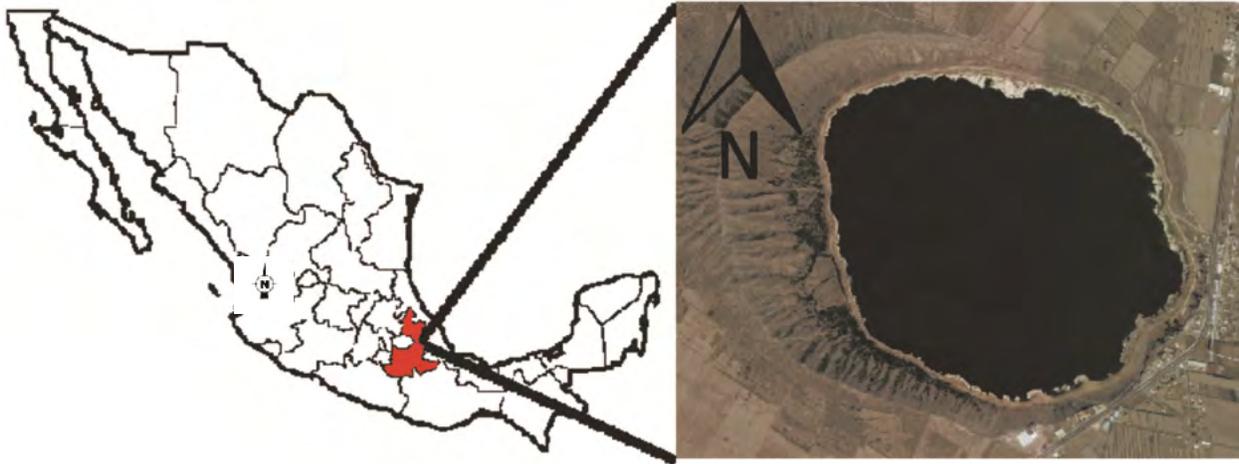
Por otro lado, si bien el lago Alchichica presenta características que parecen favorecer la retención de carbono, otras favorecerían la emisión de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera al ser un lago tropical, salino y alimentado por aguas subterráneas ricas en  $\text{CO}_2$ ; estas últimas características han sido definidas como factores que promueven las emisiones de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera (Duarte *et al.*, 2008). Si bien se conoce más sobre el papel de Alchichica como exportador de carbono hacia los sedimentos por haberse realizado algunos trabajos al respecto (*e.g.*, Alchichica presenta valores promedio de COP  $32.46 \pm 14.81$  (Alcocer *et al.*, 2011a y b; Oseguera *et al.*, 2011), se desconocen sus tasas de emisión de  $\text{CO}_2$  a la

atmósfera. Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo evaluar por primera vez el papel que juega el lago Alchichica como emisor de CO<sub>2</sub> a la atmósfera.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El lago Alchichica está ubicado en la porción poblana de la cuenca Oriental (19°24.7'N; 97°24.0'W) a 2345 m s.n.m. (Alcocer *et al.*, 2007). Es un lago tropical, oligotrófico y monomítico cálido; la circulación se lleva a cabo desde finales de diciembre o principios de enero hasta el inicio del periodo de estratificación, a finales de marzo o principios de abril (Alcocer *et al.*, 2000; Oseguera *et al.*, 2011). Presenta aguas hiposalinas (8.5 g l<sup>-1</sup>), alcalinas y de pH básico (aprox. 9) (Vilaclara *et al.*, 1993). Alchichica cuenta con un área casi circular de 2.3 km<sup>2</sup> y profundidad máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2006). El estudio se llevó a través de muestreos mensuales durante un ciclo anual (abril de 2013 a marzo de 2014).



**Figura 1.** Localización geográfica del lago Alchichica, Puebla.

### *Medición de parámetros fisicoquímicos*

La medición de parámetros fisicoquímicos *in situ* se realizó con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab modelo DS5 acoplada a un registrador SVR 4 (con la cual se registraron los valores de oxígeno disuelto, pH, temperatura y turbidez). A una profundidad de 0.1 m se tomaron las muestras de agua con ayuda de una botella UWITEC de 5 l para determinar carbono inorgánico disuelto (CID); la concentración de CID obtenida se utilizó para estimar la especie [HCO<sub>3</sub><sup>\*</sup>] la cual se empleó a su vez en las estimaciones de las constantes  $K_0$  y  $K_1$  para el cálculo de la fugacidad de CO<sub>2</sub>f(CO<sub>2</sub>).

### *Obtención y análisis de muestras para CID*

Para las muestras de CID se utilizaron botellas de DBO de 60 ml a las cuales se les agregaron 50 ml de muestra y 25 µl de una solución saturada al 50% de cloruro mercurico (HgCl<sub>2</sub>) como conservador. Las concentraciones de CID se midieron con un equipo Shimadzu TOC 5050. Las muestras fueron inyectadas en una solución de ácido fosfórico que libera el CO<sub>2</sub> el cual es acarreado a un detector infrarrojo.

### Determinación de pH y alcalinidad

Para las determinaciones de pH, alcalinidad e iones mayores, las muestras se guardaron en envases de polipropileno. El pH se midió con un potenciómetro Oakton serie 510. Los análisis de alcalinidad se realizaron siguiendo el método de titulación (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Los valores obtenidos se usaron en las ecuaciones que describen el sistema de CO<sub>2</sub> en aguas continentales. Estas ecuaciones incluyen las contribuciones a la alcalinidad total sólo de bicarbonatos, carbonatos, boratos e hidróxidos. Los sistemas están definidos por tres ecuaciones de balance de masas y cinco constantes de equilibrio (Grasshoff *et al.*, 2002).

### Determinación de Clor-a total

Los perfiles verticales de la concentración de clorofila “a” (Clor-a) fueron obtenidos tomando muestras de diez profundidades por medio de una botella muestreadora UWITEC de 5 l; de la botella muestreadora se traspasaron 250 ml de muestra a una botella de polipropileno 500 ml, la cual fue transportada al laboratorio en frío y oscuridad. Para la evaluación de la concentración de la Clor-a total las muestras se filtraron a través de filtros de fibra de vidrio GF/F (Whatman®, de 13 mm de diámetro, con apertura de poro nominal de 0.7 µm). Posteriormente, se extrajo la clorofila “a” de los filtros con acetona al 90% a 4 °C, durante un periodo entre 18 y 20 h en oscuridad y refrigeración. La Clor-a extraída se leyó en un fluorómetro digital Turner Designs 10-AU. Las lecturas obtenidas se convirtieron a µg de Clor-a por litro con la fórmula 1 (método EPA 445.0; Arar y Collins, 1997).

$$\text{Clor-a} = \frac{(C_e V_e F D)}{V_m} \quad (1)$$

donde, *Clor-a* es la concentración de clorofila “a” (µg l<sup>-1</sup>), *C<sub>e</sub>* es la concentración de Clor-a (µg l<sup>-1</sup>) obtenida de la solución extractora, *V<sub>e</sub>* es el volumen (l) utilizado para la extracción, *FD* es el factor de dilución, y *V<sub>m</sub>* es el volumen (l) de la muestra de agua.

### Fugacidad del CO<sub>2</sub>

La *f*(CO<sub>2</sub>) describe la concentración o actividad de CO<sub>2</sub> disuelto, mientras que la presión parcial (*p*CO<sub>2</sub>) constituye la fracción molar del CO<sub>2</sub> en la atmósfera. La fugacidad de un gas tal como el CO<sub>2</sub> puede ser entonces expresada de la siguiente manera utilizando dos caminos (ecuaciones 2, 3, 4 y 5) (DOE, 1994)

#### Cálculo de fugacidad usando pH y Alcalinidad total (*A<sub>T</sub>*)

$$f(\text{CO}_2) = \frac{A_c \{H^+\}^2}{K_o K_l (\{H^+\} + 2 K_2)} \quad (2)$$

$$A_c = A_T + \{H^+\} - K_w / \{H^+\} B_T / (1 + \{H^+\} / K_B) \quad (3)$$

donde, *A<sub>c</sub>* corresponde a la alcalinidad por carbonatos y *B<sub>T</sub>* corresponde al borato total.

#### Cálculo de fugacidad usando pH y carbono total (*C<sub>T</sub>*)

$$f(\text{CO}_2) = \frac{C_T \{H^+\}^2}{K_o (\{H^+\} K_l \{H^+\} + K_l K_2)} \quad (4)$$

$$C_T = \frac{Ac \left( \frac{\{H^+\}^2}{K_1} + \{H^+\} + K_2 \right)}{\{H^+\} + 2 K_2} \quad (5)$$

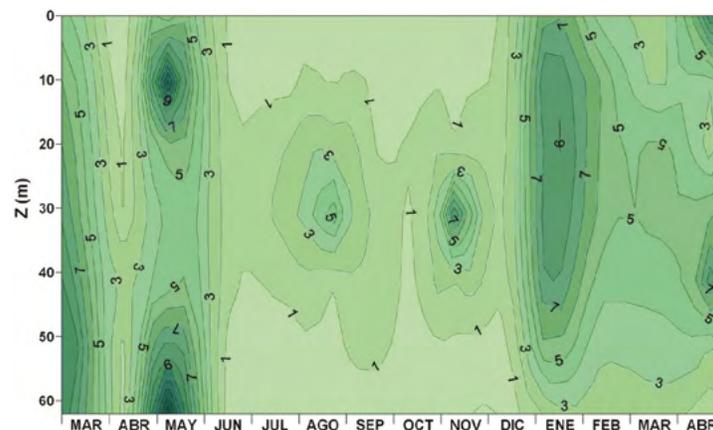
Los datos de  $f(\text{CO}_2)$  fueron comparados con los datos de los promedios mensuales reportados por la National Oceanic & Atmospheric Administration (NOAA, 2014) y de esta manera, de acuerdo al comportamiento del  $\text{CO}_2$  en la capa de intercambio entre agua y atmósfera, se determinó si Alchichica funcionaba como fuente (valores positivos) o como sumidero (valores negativos) de carbono.

## Resultados

Los valores de  $f(\text{CO}_2)$  reportados para Alchichica usando  $A_T$  y  $C_T$  no presentaron diferencias significativas ( $t = 0.763 > t_{0.0003}$ ), lo cual indica que la  $f(\text{CO}_2)$  puede ser determinada de forma consistente tanto con  $C_T$  y pH como con  $A_T$  y pH.

Alchichica presenta tres eventos importantes de producción: 1) un florecimiento invernal de diatomeas dominado por *Cyclotella alchichicana* que ocurre durante la época de circulación (enero-marzo), 2) un florecimiento primaveral de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia spumigena* durante la estratificación temprana, correspondiendo a finales del mes de abril y el mes de mayo y 3) el desarrollo de un máximo profundo de clorofila (DCM) que ocurre en el metalimnion durante la estratificación bien establecida y parte de la tardía, aproximadamente entre junio y noviembre, dominado por *C. alchichicana* (Alcocer *et al.*, 2011a y b; Oliva *et al.*, 2001 y 2006).

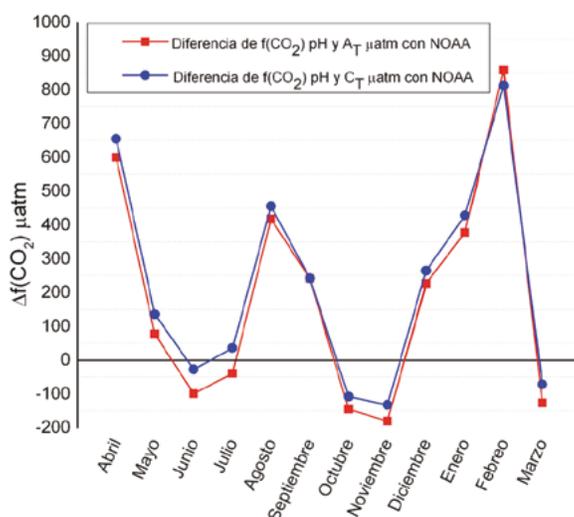
El promedio de la concentración de Clor-a total fue de  $3.35 \pm 3.47 \mu\text{g l}^{-1}$ ; los meses en los que se presentan las mayores concentraciones para el año estudiado son mayo y enero ( $8.10 \pm 6.10 \mu\text{g l}^{-1}$ ,  $7.86 \pm 2.18 \mu\text{g l}^{-1}$ , respectivamente), meses que coinciden con los florecimientos de cianobacterias y diatomeas, correspondientemente. Por eventos de producción, el florecimiento de diatomeas fue el más alto con una concentración de  $5.75 \pm 0.47 \mu\text{g l}^{-1}$  seguido por el florecimiento de cianobacterias con  $4.79 \pm 1.54 \mu\text{g l}^{-1}$ , mientras que el promedio para los meses en los que se presenta el DCM es menor con  $1.48 \pm 1.98 \mu\text{g l}^{-1}$  (Figura 2).



**Figura 2.** Diagrama profundidad-tiempo de la concentración de clorofila  $a$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) en el lago Alchichica.

Al comparar los valores obtenidos aplicando los dos métodos para el cálculo de  $f(\text{CO}_2)$  con los datos reportados con la NOAA se observa lo siguiente. Cuando  $\Delta f(\text{CO}_2) < 0$  Alchichica presenta un comportamiento de sumidero de C, exportando –seguramente– COP hacia los sedimentos; esto sucede en cuatro meses del año (junio, octubre, noviembre y marzo). Por el contrario, cuando  $\Delta f(\text{CO}_2) > 0$ , Alchichica se convierte en fuente de C emitiendo  $\text{CO}_2$  a la atmósfera; este comportamiento es

observado en siete meses (abril, mayo, agosto, septiembre, diciembre, enero y febrero). Como se mencionó anteriormente, al comparar los dos métodos para determinar  $f(\text{CO}_2)$  no se presentaron diferencias significativas; sin embargo, el mes de julio se ubica justo en la línea divisoria entre ser fuente o sumidero, esto es, los valores de julio son los más parecidos a los reportados por la NOAA (Figura 3, Cuadro 1). Por lo anterior, julio sería considerado sumidero cuando los valores de  $f(\text{CO}_2)$  se estiman con  $A_T$  y fuente cuando se estiman con  $C_T$ .



**Figura 3.** Diferencia de cada una de las  $f(\text{CO}_2)$  calculadas con los datos reportados por la NOAA.

**Cuadro 1.** Diferencia entre las fugacidades  $\Delta f(\text{CO}_2)$  obtenidas para cada mes en el Lago Alchichica, Puebla, con los datos reportados por la NOAA (2014).

Fecha	$\Delta f(\text{CO}_2) A_T \text{ ppm}$	$\Delta f(\text{CO}_2) C_T \text{ ppm}$
Abril	600.3	655.0
Mayo	77.4	136.2
Junio	-99.3	-27.4
Julio	-38.9	36.0
Agosto	418.1	455.6
Septiembre	241.8	242.4
Octubre	-145.1	-107.5
Noviembre	-180.4	-132.5
Diciembre	227.1	264.9
Enero	378.0	428.5
Febrero	859.2	812.8
Marzo	-126.7	-71.5
Promedio anual	184.3±331.1	224.4±310.5

## Discusión

Los resultados de  $f(\text{CO}_2)$  muestran un amplio intervalo de variación con respecto al valor promedio anual (Cuadro 1), lo cual puede deberse a la gran dinámica en la productividad primaria que se presenta en el lago; posiblemente representada por los tres eventos de producción primaria que suceden a lo largo del año como ya se mencionó anteriormente, asociados al periodo de circulación y estratificación en Alchichica, como se presenta en la Figura 2.

Los promedios anuales para los resultados obtenidos usando  $A_T$  y  $C_T$  fueron mayores 1.5 y 1.6 veces respectivamente, al valor anual reportado por la NOAA; lo anterior indica un mayor papel de Alchichica como fuente de  $CO_2$  a la atmósfera (58% con  $A_T$  ó 67% con  $C_T$ ) que como sumidero de C (42% con  $A_T$  ó 33% con  $C_T$ ).

Los meses en los que se presenta la mayor concentración de Clor-a asociada a los florecimientos fitoplanctónicos se desarrollan, asimismo, las densidades más elevadas del copépodo herbívoro *Leptodiptomus novamexicanus* (Lugo *et al.*, 1999). La mayor densidad del copépodo se reporta en la circulación ( $66.91 \pm 75.62$  ind  $l^{-1}$ ) junto con la de Clor-a ( $5.75 \pm 0.47$   $\mu g$   $l^{-1}$ ). La presencia de las mayores densidades de copépodos en los periodos de florecimientos fitoplanctónicos sugiere la presencia de mayores tasas de respiración y por ende, de picos de liberación de  $CO_2$  a la atmósfera teniendo en cuenta que son organismos heterótrofos que tienen como resultado de su respiración la liberación de  $CO_2$  como producto de desecho. Con lo anterior, la  $f(CO_2)$  para Alchichica en la mayoría del tiempo supera los valores de  $p$   $CO_2$  reportados por la NOAA.

Los resultados obtenidos hasta el momento para Alchichica coinciden con lo mencionado por Duarte *et al.*, (2008), quienes reportan una tendencia de los lagos salinos a constituir una fuente neta de  $CO_2$  a la atmósfera en escala anual. Cole *et al.*, (2007) reportan que los lagos liberan a la atmósfera en promedio  $0.11$  ( $0.07$ - $0.15$ ) Pg C año $^{-1}$ , mientras que almacenan en los sedimentos un promedio de  $0.05$  ( $0.03$ - $0.07$ ) Pg C año $^{-1}$ , confirmando la importancia del papel que tienen en el ciclo global del carbono: a) los lagos salinos y b) los lagos tropicales, cuerpos de agua que han sido poco estudiados hasta el momento.

## Conclusiones

Durante el periodo de estudio (abril 2013-marzo 2014) Alchichica presentó una alta dinámica de  $f(CO_2)$  revelando un comportamiento tanto de fuente (58%-67%) como de sumidero (42%-33%) de carbono.

El  $\Delta f(CO_2)$  fue de 1039.6 ppm entre los meses con los valores más altos (859.2 ppm) y los más bajos (-180.4 ppm) para la estimación de  $f(CO_2)$  usando  $A_T$ . Mientras que en la estimación usando  $C_T$  el  $\Delta f(CO_2)$  fue de 945.3 ppm entre los meses con los valores más altos (812.8 ppm) y los más bajos (-132.5 ppm)

Los picos de liberación de  $CO_2$  en enero y abril parecen estar asociados a las elevadas tasas respiratorias correspondientes al desarrollo del zooplancton herbívoro que se acopla con los florecimientos de fitoplancton. Lo anterior indica que el papel de Alchichica como fuente o sumidero de carbono está estrechamente vinculado al metabolismo lacustre.

## Agradecimientos

El presente proyecto fue financiado a través de los proyectos PAPIIT IN215512 y FESI-DIP-PAPCA-2014-43. Los autores agradecen a Olivia Cruz Ronquillo, Nora E. Ceniceros Bombela y Alejandra Aguayo Ríos (Laboratorio de Química Analítica) por los análisis químicos realizados, al Proyecto de Investigación en Limnología Tropical (PILT) y a Lucely Rodríguez Giraldo por el apoyo para el procesamiento de clorofilas.

## Bibliografía

- Adame M., 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.
- Adrian R., C. M. Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller, D. M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile,

- 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, Mexico. *Verhandlungeng Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166–3169.
- Alcocer J., D. P. López., L. A. Oseguera. 2007. Dinámica del carbono orgánico particulado en un lago tropical profundo. *En: Hernández de la Torre, G. Gaxiola Castro (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología, México. pp. 239-247.*
- Alcocer J., E. Escobar, L. Oseguera, V. Ardiles. 2011a. Dinámica intra e interanual del almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico. *En: III Simposio Internacional de Carbono en México. Programa Mexicano del Carbono. Capítulo 2. Universidad Autónoma del Estado de México. pp. 431-436.*
- Alcocer J., D. López-Anaya, L. Oseguera. 2011b. Variación espacial y temporal del carbono orgánico particulado en un lago tropical. *En: III Simposio Internacional de Carbono en México. Programa Mexicano del Carbono. Capítulo 2. Universidad Autónoma del Estado de México. pp. 437-442.*
- APHA, AWWA, WEF. 2005. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater, 21<sup>st</sup> ed. American Public Health Association. Washington D. C., US.
- Arar E. J., G. B Collins. 1997. Method 445.0. *In vitro* determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and freshwater algae by fluorescence. US Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- 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
- Cole J. J., N. F. Caraco, G. W. Kling, T. K. Kratz. 1994. Carbon Dioxide Supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265:1568-1570.
- 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.
- DOE. 1994. Handbook of methods of the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water. version 2. U.S. Department of Energy. Dickson A. G., C. Goyet (eds). ORNL/CDIAC-74.
- Duarte C. M., Y. T. Prairie, C. Montes, J. J. Cole, R. Striegl, J. Melack, J. A. Downing. 2008. CO<sub>2</sub> emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research* 113:G04041
- 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.
- Grasshoff K., K. Kremling, M. Ehrhardt. 2002. Methods of seawater Analysis. Wiley. Tercera edición. Alemania. pp. 127-148.
- Libes S. 2009. Introduction to Marine Biogeochemistry. Segunda Edición. Elsevier, USA. pp. 709-758.
- Lugo A., M. E. González, M. R. Sánchez, J. Alcocer. 1999. Distribución de *Leptodiatomus novamexicanus* (Copepoda: Calanoida) in a Mexican hyposaline lake. *Revista de Biología Tropical* 47:141:148.
- NOAA. 2014. ESRL. Global Monitoring Division. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. National Oceanic & Atmospheric Administration. <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/index.html> (Consulta: junio, 2014).
- 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, E. Cantoral-Uriza. 2006. *Cyclotella alchichicana* sp. Nov. from a saline lake. *Diatom Research* 21:81-89.
- Oseguera L., J. Alcocer, G. Vilaclara. 2011. 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.
- Vilaclara G., M. Chavéz, A. Lugo, H. González, M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Verhandlungeng Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25:435-440.
- Williamson C. E., J. E. Saros, W. F. Vicent, J. P. Smol. 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2273-2282.



## 2.7 CO<sub>2</sub> antropogénico en el Golfo de México estimado a partir de la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto

Quintanilla-Terminel José G.<sup>1</sup>; Hernández-Ayón José M.<sup>2</sup> y Herguera Juan C.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División de Oceanología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: josegqt@gmail.com

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, Km. 103 Carretera Ensenada-Tijuana, Zona Playitas, 22860, Ensenada, Baja California, México.

### Resumen

Se muestra la utilidad de la proporción isotópica <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C del carbono inorgánico disuelto (CID) como trazador de la absorción de CO<sub>2</sub> de origen antropogénico por el océano. Durante las campañas oceanográficas XIXIMI-I (Noviembre 2010) y XIXIMI-II (Julio 2011) se realizaron mediciones de oxígeno disuelto, de alcalinidad total y de CID y su composición isotópica en la región de aguas profundas del Golfo de México. A partir de los datos obtenidos se calculó la composición isotópica del CID preformado en cada masa de agua presente en el Golfo de México para estimar con un modelo de mezcla la concentración de CO<sub>2</sub> de origen antropogénico que se encuentra disuelto en cada masa de agua. Con esta estimación se calculó que la región de aguas profundas del Golfo de México tiene una concentración promedio de CID de origen antropogénico de 16.21 μmol kg<sup>-1</sup> que corresponde a una cantidad total de 0.49 Pg de carbono antropogénico almacenado en esta región como CID. La masa de agua con mayor cantidad de carbono antropogénico es el Agua Modal del Atlántico Subtropical (también conocida como agua de los 18°, EDW) con una cantidad de 0.12 Pg, en contraste con las masas de agua más profundas, las Aguas Intermedias de la Antártida (AAIW) y las Aguas Profundas del Atlántico Norte (NADW) que prácticamente no contienen carbono de origen antropogénico.

**Palabras clave:** isótopos de carbono, almacenamiento, océano-atmósfera.

### Abstract

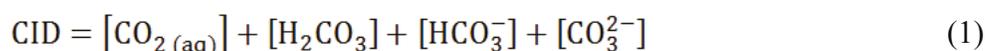
The usefulness of the isotopic ratio <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C of dissolved inorganic carbon (DIC) as tracer uptake of anthropogenic CO<sub>2</sub> by the ocean is shown. During the oceanographic campaigns XIXIMI-I (November 2010) and XIXIMI-II (July 2011) dissolved oxygen concentrations, total alkalinity and CID concentration with its isotopic composition were further measured in the Gulf of Mexico deep-water region. Using this data the isotopic composition of the preformed CID for each water mass was calculated in order to estimate, with a mixing model, the anthropogenic CO<sub>2</sub> concentrations dissolved in each water mass. From this estimation we calculated that the deep Gulf of Mexico stores an average concentration of 16.21 μmol kg<sup>-1</sup> which yields an anthropogenic carbon amount of 0.49 Pg stored as CID. The water mass with the highest anthropogenic carbon quantity is the North Atlantic Subtropical Mode Water (also often called the 18° Water, EDW) with an amount of 0.12 Pg, in contrast with the deeper water masses, the Antarctic Intermediate Water (AAIW) and the North Atlantic Deep Water (NADW) which have very low anthropogenic carbon concentrations.

**Key words:** carbon isotopes, storage, ocean-atmosphere.

## Introducción

Uno de los reservorios de carbono más importantes es el océano, el cual juega un papel fundamental en regular la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> a través de varios procesos físicos, químicos y biológicos que resultan en un transporte de carbono desde la atmósfera hacia el interior del océano (Volk y Hoffert, 1985). Se estima que el océano contiene 60 veces más carbono que la atmósfera (IPCC, 2007) y que ha removido casi la mitad del CO<sub>2</sub> antropogénico producido desde 1800 (Sabine *et al.*, 2004). La importancia del océano en el ciclo del carbono y por lo tanto en el cambio climático ha motivado a estudiar los procesos que almacenan y distribuyen al carbono en el océano.

Entre estos estudios, la proporción de isótopos estables (<sup>13</sup>C:<sup>12</sup>C, expresada como δ<sup>13</sup>C) en el carbono inorgánico disuelto (CID), (ecuación 1), del océano se ha utilizado como un trazador de los procesos físicos, químicos y biológicos que conforman el ciclo del carbono (Kroopnick, 1985) así como para estimar la absorción de CO<sub>2</sub> antropogénico por el océano (Gruber y Keeling, 2001; Tans *et al.*, 1993).



La composición isotópica del carbono en un compuesto se reporta como valores δ (ecuación 2), que representan las desviaciones relativas en la composición isotópica de la muestra respecto a la composición isotópica del estándar Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB), y se reporta en partes por mil (%).

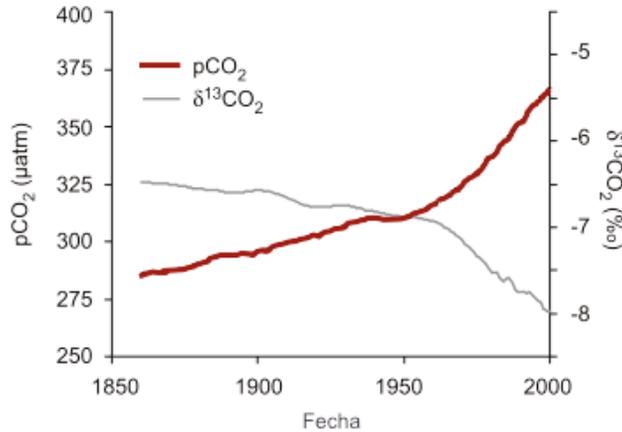
$$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}} = \left( \frac{\left( \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{CID}}}{\left( \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{VPDB}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (2)$$

La composición isotópica del CID en el océano (δ<sup>13</sup>C<sub>CID</sub>) ésta integrada por CID preformado que tiene una composición isotópica adquirida en el océano superficial y que está mezclado con el CID que ha sido aportado por la remineralización de materia orgánica (oxidación de materia orgánica utilizando oxígeno como aceptor de electrones) como se esquematiza en la Figura 2.

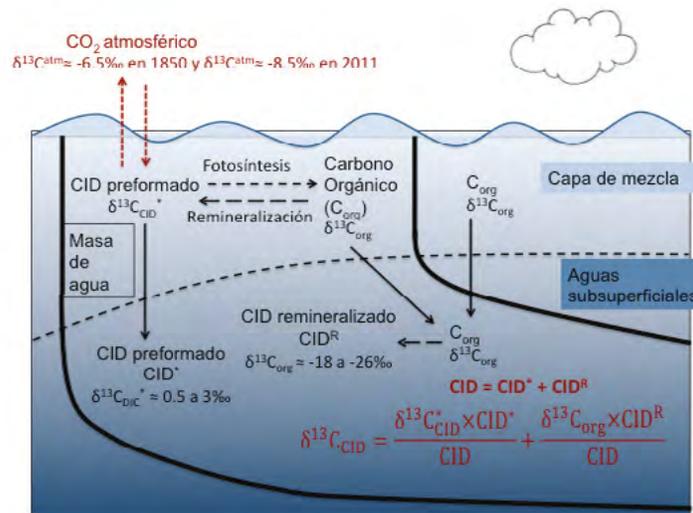
El CID preformado (CID\*) tiene una composición isotópica (δ<sup>13</sup>C<sub>CID</sub><sup>\*</sup>) dependiente de la temperatura, del flujo de intercambio del CO<sub>2</sub>(aq) oceánico con el CO<sub>2</sub>(g) atmosférico (CO<sub>2</sub><sup>atm</sup>) y de la productividad primaria, variables que difieren en cada región oceánica. Adicionalmente, los valores δ<sup>13</sup>C<sub>CID</sub><sup>\*</sup> dependen de la composición isotópica del CO<sub>2</sub><sup>atm</sup> (δ<sup>13</sup>C<sub>CO<sub>2</sub><sup>atm</sup></sub>) (Murnane y Sarmiento, 2000).

Debido a que los combustibles fósiles utilizados como fuente de energía provienen de materia orgánica empobrecida en <sup>13</sup>C, al quemarlos se libera CO<sub>2</sub> con valores de δ<sup>13</sup>C más negativos que el δ<sup>13</sup>C<sub>CO<sub>2</sub><sup>atm</sup></sub>. Se estima que el CO<sub>2</sub> antropogénico liberado desde la revolución industrial tiene una composición isotópica en promedio 20% más ligera que la del CO<sub>2</sub> atmosférico natural (Quay *et al.*, 1992). Por este efecto, durante los últimos 200 años el aumento en la concentración de CO<sub>2</sub><sup>atm</sup> de 270 μatm a 400 μatm ha estado acompañado de una disminución del δ<sup>13</sup>C<sub>CO<sub>2</sub><sup>atm</sup></sub> de -6.5% a -8.5% (Tagliabue y Bopp, 2008) (Figura 1). Este efecto se ha reflejado en el océano como una disminución en los valores δ<sup>13</sup>C<sub>CID</sub> superficiales de 0.16±0.02% por década debido a la disolución de CO<sub>2</sub> antropogénico (Quay y Stutsman, 2003).

En este trabajo se presenta una nueva metodología para estimar la cantidad de CID de origen antropogénico que se encuentra disuelto en el Golfo de México (GM) a partir de un modelo de mezcla con los valores de  $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^*$  de cada masa de agua presente en el GM y los valores  $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$  superficiales en las zonas de formación de cada masa de agua en la época preindustrial ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^{\text{pre}}$ ).



**Figura 1.** Aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico y disminución de su δ<sup>13</sup>C desde 1860 hasta 2000 (Modificado de Tagliabue y Bopp, 2008).



**Figura 2.** Resumen esquematizado de los componentes preformado y remineralizado de δ<sup>13</sup>C<sub>CID</sub> en el océano.

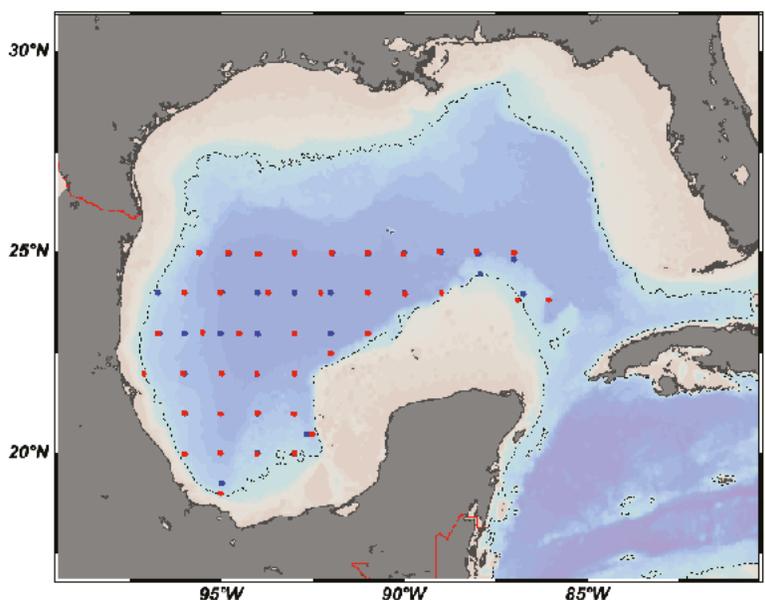
## Materiales y métodos

### Zona de estudio y obtención de datos

Los cruceros XIXIMI-I y XIXIMI-II se realizaron del 6 al 21 de noviembre del 2010 y del 2 al 16 de julio del 2011, respectivamente, a bordo del Buque Oceanográfico Justo Sierra de la Universidad Nacional Autónoma de México en la región de aguas profundas del GM (región con profundidad mayor a 1000 m). Durante ambas campañas se realizaron mediciones continuas de T, S y de oxígeno disuelto en 40 estaciones (Figura 3), con una roseta equipada con seis botellas Niskin y seis GoFlo de

10 l y con un CTD Seabird 9 Plus. En cada estación se recolectaron muestras de agua en 12 profundidades preseleccionadas y se midió la temperatura, salinidad, presión y oxígeno disuelto con una resolución de un metro.

Con el agua recolectada se midió la concentración de oxígeno disuelto ( $O_2 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) utilizando el método MicroWinkler. A partir de las concentraciones obtenidas de dicha manera se calibraron los valores de oxígeno disuelto obtenidos de manera continua con el CTD (Herguera *et al.*, 2012). Las determinaciones de la concentración de CID ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ) y de alcalinidad total (AT  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ) en las muestras de agua se realizaron a cargo del Dr. Martín Hernández Ayón en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (Hernández-Ayón *et al.*, 2012). Los análisis de isótopos estables del carbono en el CID en las muestras de agua se realizaron en un espectrómetro de masas marca Delta Plus Advantage siguiendo la metodología descrita por Torres *et al.*, (2005) con una precisión externa de  $\pm 0.07\%$  (Herguera *et al.*, 2012).



**Figura 3.** Mapa de zona de estudio con estaciones de muestreo durante las campañas oceanográficas XIXIMI-I (azul) y XIXIMI-II (rojo).

#### Identificación de masas de agua

A partir de los perfiles de temperatura y salinidad obtenidos con el CTD en todas las estaciones, se realizó un diagrama de temperatura potencial contra salinidad para identificar las masas de agua muestreadas (Cuadro 1). A cada muestra de agua recolectada se le asignó una masa de agua de acuerdo a sus valores de temperatura potencial, salinidad y densidad.

#### Cálculo del componente preformado

El CID preformado ( $CID^*$ ,  $\mu\text{mol/kg}$ ) se estimó con base en la ecuación 3, propuesta por Brewer (1978).

$$CID^* = CID_{\text{in situ}} - \left( \frac{C_{\text{org}}}{-O_2} \right) \times AOU - \frac{1}{2} \left[ AT^{\text{in situ}} - AT^* + \left( \frac{N}{-O_2} \right) \times AOU \right] \quad (3)$$

donde,  $CID_{in\ situ}$  es la concentración de carbono orgánico disuelto medida directamente en  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ,  $AOU$  es el consumo aparente de oxígeno en  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ,  $\frac{C_{org}}{-O_2}$  es la proporción estequiométrica de la remineralización para estimar a partir del  $AOU$  la cantidad de  $CID$  que se ha agregado a la masa de agua por remineralización. Se utilizó la proporción de  $\frac{C_{org}}{-O_2} = \frac{1}{1.34}$  reportada por Körtzinger *et al.*, (2001) que fue estimada para el Atlántico norte e incluye una corrección de la sobreestimación por el efecto antropogénico. El cambio de  $CID$  debido a la formación y disolución de carbonatos se puede aproximar como la mitad del cambio en la alcalinidad total. El cambio en la alcalinidad se estima como la diferencia entre la alcalinidad total medida *in situ*  $AT^{in\ situ}$  y la alcalinidad preformada  $AT^*$ , ambas en  $\mu\text{mol/kg}$ .  $AT^*$  se calculó con base en una regresión lineal múltiple de la temperatura y la salinidad (Körtzinger *et al.*, 2003). Adicionalmente se aplicó una corrección por la ligera reducción en la alcalinidad que provoca la adición de nitratos durante la remineralización de materia orgánica. Esta corrección se calculó a partir del  $AOU$  utilizando la proporción estequiométrica  $\frac{N}{-O_2} = \frac{1}{9.6}$  propuesta por Körtzinger *et al.*, (2001).

El  $\delta^{13}C_{CID}$  preformado ( $\delta^{13}C_{CID}^*$ ) se estimó combinando las metodologías propuestas por Gruber y Keeling (2001) y Körtzinger *et al.*, (2003), como se observa en la ecuación 4.

$$\delta^{13}C_{CID}^* = \frac{CID}{CID^*} \left( \delta^{13}C_{CID} - \frac{\delta^{13}C_{org} \times AOU \times \left(\frac{C_{org}}{-O_2}\right)}{CID} \right) \quad (4)$$

Se emplearon los valores de la composición isotópica del carbono orgánico particulado que se midió en el GM durante el crucero XIXIMI-2 (Herguera *et al.*, 2012), con valores de  $\delta^{13}C_{org}$  promedio de  $-22.9 \pm 0.9\%$  en las masas de agua SUW y GCW (desde 20 hasta 120 m de profundidad) y de  $-23.8 \pm 0.4\%$  para las masas de agua  $18^\circ$ , NACW, SACW, AAIW y NADW (de 120 m hasta el fondo).

#### Estimación de la concentración de $CID$ antropogénico

Se utilizó un modelo de mezcla isotópico para realizar una estimación de la concentración de  $CO_2$  de origen antropogénico que debe haberse disuelto en cada masa de agua para que su  $\delta^{13}C_{CID}$  disminuyera de los valores preindustriales  $\delta^{13}C_{pre}$  (Schmittner *et al.*, 2013) a los valores  $\delta^{13}C_{CID}^*$  calculados en este trabajo (ecuación 5).

$$CID \text{ antropogénico} = \left( \delta^{13}C_{CID}^* - \frac{\delta^{13}C_{pre} \times CID_{pre}}{CID^*} \right) \times \frac{CID^*}{\delta^{13}C_{CID}^{ant}} \quad (5)$$

donde,  $CID^* = CID^{pre} + CID \text{ antropogénico}$ , se considera que la composición isotópica del  $CO_2$  de origen antropogénico  $\delta^{13}C_{CO_2}^{ant}$  es de  $-27\%$  (Quay *et al.*, 1992). Para cada masa de agua, se consideró que los mismos procesos de fraccionamiento involucrados en el paso de  $CO_2$  atmosférico natural ( $\delta^{13}C_{CO_2}^{pre} = -6.5\%$ ) al  $CID$  preindustrial ( $CID^{pre}$ ) están involucrados en el paso de  $CO_2$  antropogénico a  $CID \text{ antropogénico}$ . Al no conocer los valores de  $CID^{pre}$  se utilizó un método iterativo utilizando en el paso inicial como aproximación  $CID^* = CID^{pre}$ . A partir del primer valor calculado de  $CID \text{ antropogénico}$  se vuelve a hacer el cálculo pero ahora con  $CID^* = CID^{pre} + CID \text{ antropogénico}$ . Este paso se repite utilizando cada vez el nuevo  $CID \text{ antropogénico}$  calculado hasta no observar diferencias mayores a  $0.001\%$  entre valores obtenidos de un paso al siguiente.

### Cálculo de masa de carbono antropogénico

La masa promedio de carbono disuelto como CID en cada masa de agua se calculó conforme a la ecuación 6.

$$C \text{ antropogénico} = 12 \times \text{CID antropogénico} \times \rho \times V / 10^6 \quad (6)$$

donde,  $C \text{ antropogénico}$  en Pg= 1015 g,  $\text{CID antropogénico}$  en  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ,  $\rho$  es la densidad potencial promedio de cada masa de agua ( $\text{kg m}^{-3}$ ), y  $V$  el volumen promedio que abarca cada masa de agua en el GM ( $106 \text{ km}^3$ ).

**Cuadro 1.** Intervalos de profundidad y anomalía de densidad potencial y volumen de las masas de agua observadas en el Golfo de México.

Masa de agua	Intervalo de profundidad (m)	Densidad potencial promedio ( $\text{kg m}^{-3}$ )	Volumen promedio ( $106 \text{ km}^3$ )
Agua Superficial (SUP)	0 a 50	1023.6	0.04
Gulf Common Water (GCW)	50 a 120	1025.35	0.08
Eighteen Degree Water (EDW)	120 a 240	1026.33	0.12
North Atlantic Central Water (NACW)	240 a 420	1026.8	0.2
South Atlantic Central Water (SACW)	420 a 680	1027.18	0.24
Antartic Intermediate Water (AAIW)	680 a 1000	1027.48	0.34
North Atlantic Deep Water (NADW)	1000 a fondo	1027.74	1.38

### Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en ambos cruceros son relativamente similares (Cuadro 2 y Cuadro 3), por lo cual se discutirá el valor promedio de ambos. El GM tiene una concentración promedio de 16.21  $\mu\text{mol/kg}$  CID de origen antropogénico, con una cantidad integrada en la columna de agua total de aproximadamente  $60 \text{ mol m}^{-2}$ , mismo valor que el estimado con otra metodología por Sabine *et al.*, (2004) para el Atlántico Norte Subtropical. En total el GM almacena una cantidad de aproximadamente 0.50 Pg de carbono antropogénico, lo que corresponde al 0.42% del CID de origen antropogénico total que se estima se encuentra almacenado en todo el océano (Sabine *et al.*, 2004).

**Cuadro 2.** Composición isotópica  $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$  promedio en cada masa de agua y valores  $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^*$  correspondientes.

Masa de agua	XIXIMI – 1 (noviembre 2010)		XIXIMI-2 (julio 2011)	
	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}(\%)$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^*(\%)$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}(\%)$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^*(\%)$
Sup	1.19±0.08	1.19±0.08	1.15±0.06	1.15±0.06
GCW	0.87±0.09	1.11±0.10	0.80±0.08	1.16±0.09
EDW	0.65±0.05	1.58±0.08	0.58±0.03	1.54±0.07
NACW	0.72±0.04	2.03±0.06	0.67±0.03	1.99±0.05
SACW	0.74±0.04	2.18±0.06	0.77±0.04	2.22±0.04
AAIW	0.94±0.05	2.34±0.05	0.92±0.04	2.31±0.04
NADW	1.06±0.03	2.05±0.03	1.03±0.04	2.07±0.04

**Cuadro 3.** Concentración y masa de CID antropogénico en el GM.

Masa de agua	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^{\text{preindustrial}}$ (%) (Schmittner <i>et al.</i> , 2013)	CID* antropogénico			
		XIXIMI-I		XIXIMI-II	
		$\mu\text{mol kg}^{-1}$	Pg (1015 g)	$\mu\text{mol kg}^{-1}$	Pg (1015 g)
Sup	2.5±0.1	114±17	0.056	118 ±14	0.058
GCW	2.4±0.1	115±20	0.113	107±10	0.105
EDW	2.4±0.1	76±9	0.112	85±10	0.126
NACW	2.4±0.1	35±7	0.086	39±9	0.096
SACW	2.5±0.1	13±9	0.038	15±8	0.045
AAIW	2.5±0.1	7±6	0.029	6±5	0.025
NADW	2.0±0.1	2±5	0.034	2±5	0.034
Total		15.89	0.47	16.53	0.49

Casi el 80% del CID antropogénico almacenado en el GM se encuentra disuelto en los primeros 400 m de profundidad (correspondiente al 18% del volumen de agua total del GM), lo cual es similar a lo observado en todo el océano (Sabine *et al.*, 2004). La masa de agua con la mayor cantidad de CID antropogénico es el Agua Modal del Atlántico Subtropical (también conocida como agua de los 18°, EDW), con 25% del CID antropogénico del GM, consistente con el hecho de que los subtrópicos son las regiones oceánicas donde se ha observado la mayor invasión de CO<sub>2</sub> de origen antropogénico desde 1970 (Quay *et al.*, 2003). En las masas de agua más profundas (SACW, AAIW y NADW) se estimaron concentraciones de CID antropogénico menores a 20  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ , concentraciones muy cercanas a las estimadas por Sabine *et al.*, (2004), en las densidades correspondientes en el Atlántico Norte Subtropical. Se explica que estas masas de agua contengan tan poco carbono antropogénico por el hecho de que llevan más de 150 años sumergidas sin contacto con la atmósfera (England, 1995).

## Conclusiones

La metodología utilizada para estimar el carbono antropogénico en el Golfo de México a partir de la composición isotópica del CID da resultados coherentes con los reportados en la literatura para otras regiones oceánicas. En el GM se encuentra almacenado aproximadamente 0.50 Pg de carbono antropogénico como CID, 0.42% del reservorio de CID antropogénico oceánico. Casi el 80% de este CID antropogénico se encuentra entre 0 y 400 m de profundidad.

## Agradecimientos

Este estudio forma parte del proyecto "Estrategia de monitoreo y vigilancia de largo plazo de las condiciones ambientales del Golfo de México, que permita identificar los posibles impactos ocasionados, tanto por el derrame de petróleo acaecido en el 2010 frente a las costas de Luisiana en Estados Unidos, como por las diversas actividades que se desarrollan en ese gran ecosistema", coordinado y financiado por el INE, a través del Fondo para la Biodiversidad de la CONABIO.

## Bibliografía

- Brewer P. G. 1978. Direct observation of the oceanic CO<sub>2</sub> increase. *Geophysical Research Letters* 5:997-1000.  
 England M. H. 1995. The age of water and ventilation timescales in a global ocean model. *Journal of Physical Oceanography* 25:2756-2777.

- Gruber N., C. D. Keeling. 2001. An improved estimate of the isotopic air-sea disequilibrium of CO<sub>2</sub>: Implications for the oceanic uptake of anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Geophysical Research Letters* 28:555-558.
- Herguera J. C., A. Siqueiros, B. Acosta, N. Cordero-Quirós, J. L. Abella, V. Ferreira-Bartrina. 2012. Patrones de distribución de la composición isotópica de carbono δ<sup>13</sup>C del CID. Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 109-131.
- Herguera J. C., S. Z. Herzka, R. Barradas. 2012. Composición isotópica del carbono orgánico particulado (COP). Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 146-170.
- Hernández-Ayón J. M., J. C. Herguera, A. Siqueiros, A. Franco. 2012. Carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total. Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 93-108.
- IPCC. 2007. *Climate change 2007: The physical science basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Agenda 6:333 pp.
- Körtzinger A., J. I. Hedges, P. D. Quay. 2001. Redfield ratios revisited: Removing the biasing effect of anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Limnology and Oceanography* 46:964-970.
- Körtzinger A., P. D. Quay, R. E. Sonnerup. 2003. Relationship between anthropogenic CO<sub>2</sub> and the <sup>13</sup>C Suess effect in the North Atlantic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 17:5-1.
- Kroopnick P. 1985. The distribution of <sup>13</sup>C of ΣCO<sub>2</sub> in the world oceans. *Oceanographic Research Papers* 32:57-84.
- Murnane R. J., J. L. Sarmiento. 2000. Roles of biology and gas exchange in determining the δ<sup>13</sup>C distribution in the ocean and the preindustrial gradient in atmospheric δ<sup>13</sup>C. *Global biogeochemical cycles* 14:389-405.
- Quay P. D., B. Tilbrook, C. S. Wong. 1992. Oceanic uptake of fossil fuel CO<sub>2</sub>: Carbon-<sup>13</sup> evidence. *Science* 256:74-79.
- Quay P., J. Stutsman. 2003. Surface layer carbon budget for the subtropical N. Pacific: δ<sup>13</sup>C constraints at Station Aloha. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 50:1045-1061.
- Sabine C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, A. F. Rios. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science* 305:367-371.
- Schmittner A., N. Gruber, A. C. Mix, R. M. Key, A. Tagliabue, T. K. Westberry. 2013. Biology and air-sea gas exchange controls on the distribution of carbon isotope ratios (δ<sup>13</sup>C) in the ocean. *Biogeosciences Discussions* 10:8415-8466.
- Tagliabue A., L. Bopp. 2008. Towards understanding global variability in ocean carbon-<sup>13</sup>. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1.
- Tans P. P., J. A. Berry, R. F. Keeling. 1993. Oceanic <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C observations: a new window on ocean CO<sub>2</sub> uptake. *Global Biogeochemical Cycles* 7:353-368.
- Volk T., M. I. Hoffert. 1985. Ocean carbon pumps: Analysis of relative strengths and efficiencies in ocean-driven atmospheric CO<sub>2</sub> changes. *The Carbon Cycle and Atmospheric CO: Natural Variations Archean to Present*. pp. 99-110.



## 2.8 Variación de carbono orgánico disuelto en la cuenca del río Tula, Hidalgo

López-Hernández Martín<sup>1</sup>; Ramos-Espinosa María G.<sup>2</sup> y González-Farías<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Química Ambiental, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica S/N, Ciudad Universitaria, CP 04510, Coyoacán, D.F. México. Autor para correspondencia: martinl@cmarl.unam.mx

<sup>2</sup>Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, CP 04960, D.F. México.

### Resumen

Las aguas del río Tula, que reciben las aguas residuales de la ciudad de México tienen un gran contenido de materia orgánica, y se utilizan para riego agrícola de 45 214 ha del Valle del Mezquital, Hidalgo. El río abastece a siete, cinco con fines de riego agrícola, una para actividad pesquera comercial y una para producción de energía eléctrica. Con el objetivo de evaluar la variación de (COD) como fuente de carbono, en octubre de 2012 se colectó agua superficial de 30 sitios a lo largo de la cuenca, considerando el cauce principal del río y las presas, se determinó COD, oxígeno disuelto y turbidez del agua. Las mayores concentraciones de COD estuvieron en el río con 26.7 mg l<sup>-1</sup> y en el área de abastecimiento a la Presa Endho con 32.9 mg l<sup>-1</sup>; las presas posteriores, registraron descensos (20.4 y 16.2 mg l<sup>-1</sup>) respectivamente; la presencia de manantiales promovieron que en los sitios posteriores los registros fueran menores (1.8 a 8.4 mg l<sup>-1</sup>); la hidroeléctrica Zimapán al final de la cuenca, obtuvo valores entre 3.4 y 9.7 mg l<sup>-1</sup>. El oxígeno disuelto fue de 5.25 a 8.24 mg l<sup>-1</sup> en la cuenca alta; el inicio del río y la presa Endho presentaron condiciones de hipoxia (1.1-2.1 mg l<sup>-1</sup>). Los sitios más turbios con 8 NTU correspondieron al río y los menos turbios entre 1 y 3 NTU a Zimapán. Hubo correlación negativa significativa entre COD y OD, también se observó depuración a lo largo del río y conforme el agua recorre cada una de las presas.

**Palabras clave:** carbono orgánico disuelto, escurrimientos, eutrofización.

### Abstract

The waters of the river Tula, receiving wastewater from the city of Mexico have a high content of organic matter, and are used for irrigation of 45 214 ha of the Mezquital Valley, Hidalgo. The river supports seven reservoirs, five for agricultural irrigation purposes, one for commercial fishing and one for electricity production. In order to evaluate the variation COD as a carbon source, in October 2012, surface water in 30 sites along the basin was collected, considering the main channel of the river and dams, COD, dissolved oxygen and turbidity was determined. The highest concentrations of COD were in the river with 26.7 mg l<sup>-1</sup> and the supply area to the dam Endho with 32.9 mg l<sup>-1</sup>; subsequent dams, recorded declines (20.4 and 16.2 mg l<sup>-1</sup>) respectively; They promoted the presence of springs in subsequent records sites were lower (1.8 to 8.4 mg l<sup>-1</sup>); the hydroelectric Zimapán the end of the basin, gave values between 3.4 and 9.7 mg l<sup>-1</sup>. The dissolved oxygen was 5.25 to 8.24 mg l<sup>-1</sup> in the upper basin; the beginning of the river and dam Endho submitted hypoxic conditions (1.1-2.1 mg l<sup>-1</sup>). The darkest sites with 8 NTU corresponded to less murky river and between 1 and 3 NTU to Zimapán. There was a significant negative correlation between COD and OD, purification was also observed along the river as the water runs each subsequent dam.

**Key words:** dissolved organic carbon, runoff, eutrophication.

## Introducción

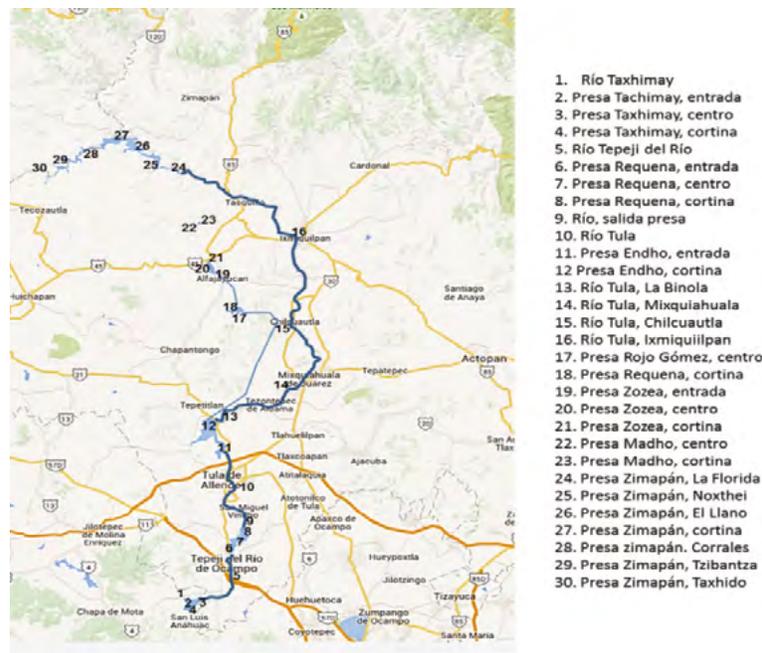
La materia orgánica, particulada (MOP) o disuelta (MOD), en los sistemas acuáticos epicontinentales se compone de material orgánico alóctono acarreado por corrientes y escorrentías, así como de material orgánico autóctono, principalmente vegetal, acumulado en las cuencas de los ríos. La MOD ha sido considerada como fuente de carbono y su aporte en grandes concentraciones, puede influir significativamente en la calidad del agua y por lo tanto en los procesos ecológicos de los sistemas acuáticos receptores ya sea sistemas costeros, lagos o reservorios del interior del continente. Por ejemplo, la MOD puede servir como una fuente de alimento para los invertebrados acuáticos (Baines *et al.*, 2005; Yahel *et al.*, 2003) y bacterias (Tranvik, 1992), influye en la penetración de luz en la columna de agua, afectando la fotosíntesis (Foden *et al.*, 2008; Kostoglidis *et al.*, 2005; Markager y Vincent, 2000). Asimismo, las aguas con MOD que presentan color (*e.g.*, taninos, sustancia húmicas), interfiere en las estimaciones de clorofila realizadas por teledetección en zonas costeras, debido a la luz que absorbe la MOD (Carder *et al.*, 1989); al mismo tiempo, el transporte fluvial de MOD se ha asociado con el transporte de sustancias tóxicas (Ravichandran, 2004) y la producción de subproductos nocivos (Chow *et al.*, 2011; Kitis *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2007).

Las causas principales de contaminación de los ríos son tanto las altas cargas de nitrógeno y fósforo que conducen a la eutrofización, así como los vertidos industriales y la materia orgánica procedente de descargas urbanas, actividades ganaderas, agrícolas o industriales en los que hay manipulación de compuestos orgánicos. Cuando los ríos reciben agua residual, cerca del 75% de los sólidos en suspensión y 40% de los sólidos filtrables son de naturaleza orgánica, los procesos de la descomposición de la materia orgánica, incluyen consumo del oxígeno disuelto en el agua, con la consecuente afectación al oxígeno requerido por la flora y fauna del medio para subsistir, lo que ocasiona que el equilibrio se altere mediante cambios en el hábitat e hidrología (Meybeck, 1998; Palau, 2006); esos cambios afectan la composición y abundancia de las comunidades. Asimismo, las dinámicas fluviales de los ríos también son importantes en cuanto a la concentración de la MOP y MOD, cuando los ríos están en con su máxima carga de agua la concentración de MOP y de MOD es similar, lo que se refleja cuando se evalúa la materia orgánica a través del carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico disuelto (COD), pero en condiciones normales de flujo de los ríos la concentración del COD es mayor, más del doble, que la del COP (Thurman, 1985).

El río Tula en el Estado de Hidalgo, desde 1972 recibe aguas residuales tanto de la Zona Metropolitana de la ciudad de México, como las de las zonas urbanas e industriales de Tepeji del Río y Tula, Hidalgo; el agua se emplea para riego de aproximadamente 45 214 ha de cultivos en el Valle del Mezquital, donde se reporta infiltración por daños en canales de distribución (Friedel *et al.*, 2000; Jiménez y Chávez, 2004; Marín *et al.*, 1998;). A lo largo de la cuenca del río Tula se construyeron siete presas, seis con fines agrícolas (Taxhimay, Requena, Endhó, Rojo Gómez, Vicente Aguirre, Madhó) y la presa hidroeléctrica (PH) Zimapán; se considera al río Tula como uno de los más contaminantes del país, generando 40 942 millones de m<sup>3</sup> anuales de aguas residuales. Las aguas de desecho sin tratar, turbias, de color negro y con diversos olores son evidencia de altas cargas de contaminantes y materiales orgánicos particulados y disueltos que son distribuidos en la cuenca y vertidos en las diferentes presas o reservorios. Con el objetivo de evaluar la variación espacial de materia orgánica disuelta como fuente de carbono, se determinó el carbono orgánico disuelto, así como oxígeno disuelto y turbidez del agua como parámetros indicadores de las condiciones ambientales de la cuenca y que podrían tener alguna relación con la variación de la materia orgánica en el agua, luego de la temporada de lluvias.

## Área de estudio

El estudio se realizó en el cauce principal del río Tula y en las presas o reservorios de la cuenca, durante octubre del año 2012, posterior al periodo de lluvias. Se consideró cuenca alta entre 2200 y 2100 m s.n.m., abarcando la entrada del río en los poblados de San Luis Loma Alta, San Luis Taxhimay (Estado de México) y la zona de Tepeji del Río de Ocampo-Presa La Requena (Hidalgo), entre las coordenadas 20°09'51" y 19°57'57" latitud Norte y los 99°22'05" y 99°35'05" longitud Oeste. Posterior a la cortina de la presa Requena se da el aporte de aguas negras provenientes de la ciudad de México, vía Emisor Central, y recibe el nombre de río Tula al pasar por el Valle con ese nombre, las aguas de desecho benefician a la zona del Mezquital. La zona del Mezquital en el Valle de Tula, al sur del Estado de Hidalgo, se localiza aproximadamente a 100 km al norte de la Ciudad de México, entre los 19°54' y 20°30' de latitud Norte y 99°22' y 98°56' de longitud Oeste a una altitud promedio de 1900 m s.n.m.; la zona de riego abarca 85 000 ha y comprende los Distritos de Riego 03 (Tula), 100 (Alfajayucan) y 25 (Ixmiquilpan). La cuenca la consideramos entre río San Juan en el sitio Taxhido (Querétaro) y del río Tula en Tasquillo (Hidalgo) que alimentan a la presa hidroeléctrica Zimapán, con altitud media de 1600 m s.n.m., entre las coordenadas 20°34'33" y 20°36'15" latitud Norte y 99°20'45" y 99°38'13" longitud Oeste. El clima es templado subárido con temperatura media anual de 17 °C, precipitación de 550 mm y evapotranspiración de 1750 mm. La época de lluvias se limita a los meses de junio a septiembre (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación y distribución de los sitios de muestreo en el río Tula y en las presas de la cuenca. Imagen modificada de Google Maps, mayo 2015.

## Materiales y métodos

En los sitios de muestreo en el río se tomó agua en la superficie (30 cm), y en los sitios de las presas el agua se colectó mediante una muestra combinada de 3 m de profundidad de la columna de agua, mediante la sumersión vertical de un tubo de PVC (3'Ø x 3 m). El COD, el oxígeno disuelto (OD) y la turbidez (Turb) fueron medidos con una sonda multiparamétrica WWT (Modelo MIQ/C 184 XT), con un sensor YSI (Modelo 556 MPS) y un turbidímetro portátil HACH (Modelo 2100P), respectivamente.

En los sitios de río se estudió un punto en el sitio de trabajo, en las presas en general se estudió un punto en las principales zonas limnológicas, zona riparia (entrada de río), zona intermedia y zona lacustre (cortina). La variación de COD se determinó con el muestreo de 30 sitios de trabajo en la cuenca del río Tula, en condiciones de postlluvia durante el mes de octubre del 2012.

## Resultados y discusión

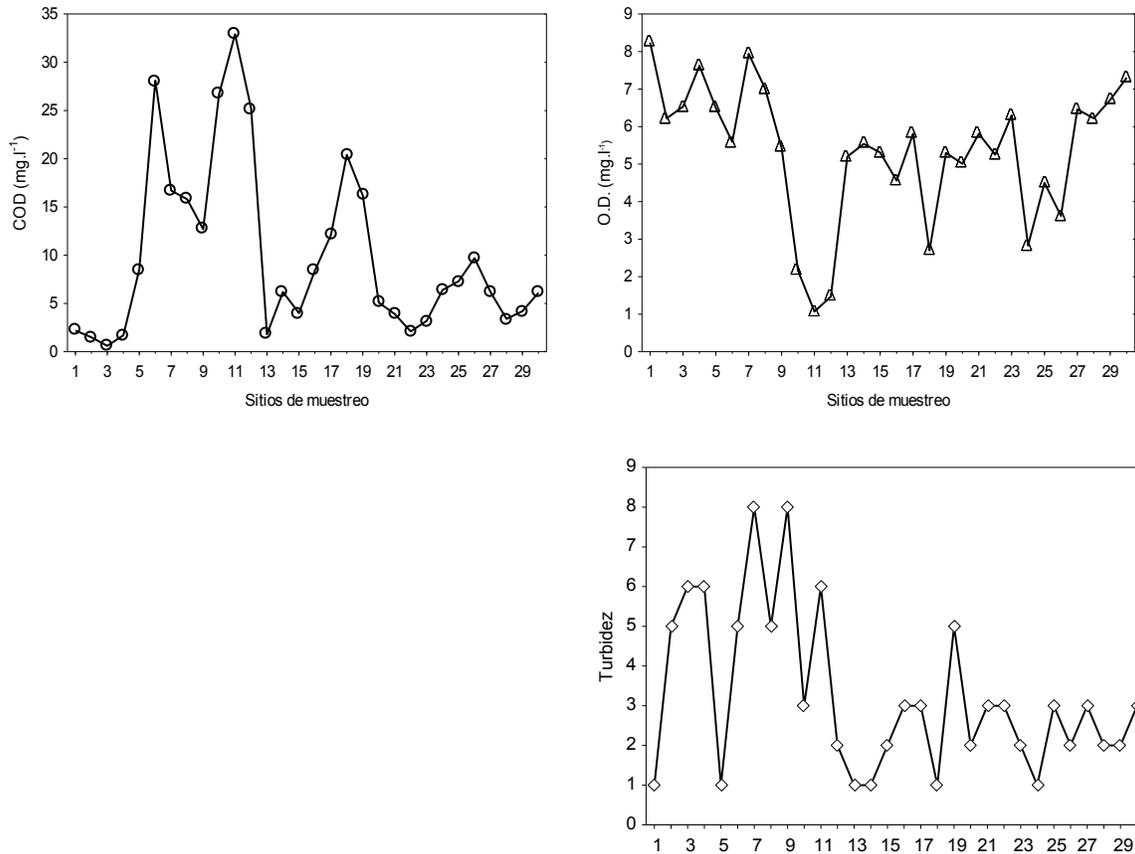
El COD en la cuenca presentó diferentes intervalos en sus concentraciones, en la zona alta (sitios 1 al 5) con los valores menores a  $3 \text{ mg l}^{-1}$ , los incrementos en COD se presentan al ingresar agua industrial y urbana de Tepeji del Río a la presa Requena (sitio 6), donde se tuvieron  $28.1 \text{ mg l}^{-1}$  en la zona de entrada al reservorio, en la salida del agua en la compuerta de la presa (sitio 9), los valores bajaron hasta  $12.7 \text{ mg l}^{-1}$ ; con la entrada de aguas negras y los desechos industriales y urbanos de la ciudad de Tula de Allende los sitios de Tula (sitio 10) y la entrada a la presa Endho (sitio 11) incrementaron sus concentraciones a  $26.7$  y  $32.9 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente. Los sitios 13 al 16 del río presentaron valores en el intervalo  $1.8$  a  $8.4 \text{ mg l}^{-1}$ , el valor menor corresponde a la zona de manantiales y solo reciben agua turbia cuando la presa Endho libera agua por el vertedor de demasías, en los sitios subsecuentes aumenta el COD por recibir aportes de las ciudades por donde circula el río, así como por la entrada de agua del río Salado que lleva parte de las aguas de desecho del Distrito Federal vía emisor Norte.

Desde sus compuertas la presa Endho suministra agua por canales de concreto a las presas Rojo Gómez y Zozea, el COD presenta una disminución desde  $20.4 \text{ mg l}^{-1}$  en la cortina de la presa Rojo Gómez hasta  $3.9 \text{ mg l}^{-1}$  en la cortina de Zozea. Se aprecia que luego de la salida del agua por las compuertas de las cortinas, los valores de COD bajan como consecuencia de la degradación de la materia orgánica por procesos aerobios con gasto de oxígeno, o anaerobios por actividad bacteriana. La PH Zimapán tuvo dos gradientes, un aumento de  $6.4$  a  $9.7 \text{ mg l}^{-1}$  de la entrada del río Tula (sitio 24) hacia El Llano (sitio 26), y un descenso de  $6.1$  a  $3.4 \text{ mg l}^{-1}$  de la entrada del río San Juan (sitio 30) a Los Corrales (sitio 28). La Cortina (sitio 27) tuvo valor intermedio de  $6.2 \text{ mg l}^{-1}$  entre estos gradientes, por ser el punto de convergencia de influencia de los ríos Tula y San Juan.

El OD ( $\text{mg l}^{-1}$ ) tuvo tendencia opuesta a lo mostrado por el COD, el mayor intervalo que presentó condiciones adecuadas de oxígeno para sustentar la vida acuática,  $8.24$ - $5.44 \text{ mg l}^{-1}$ , se encontró en los sitios 1-9 de la cuenca alta, antes de la entrada de aguas de desecho del río Tula. En el Valle del Mezquital (sitio 10) fue donde el valor bajó a  $2.16 \text{ mg l}^{-1}$  y posteriormente en los sitios de la presa Endho los valores bajaron a condiciones de hipoxia,  $1.07$  y  $1.47 \text{ mg l}^{-1}$ , no adecuadas y adversas para la vida acuática. Los sitios de río 13-16, tuvieron concentraciones entre  $4.56$  y  $5.54 \text{ mg l}^{-1}$ , reflejando condiciones de oxigenación generadas por el flujo turbulento y la entrada de agua de manantial, lo que ayuda al sistema a recuperar condiciones adecuadas de OD, aparentemente en esta zona el río tiene un proceso de autodepuración como reflejo de la disminución de COD y el aumento en el OD con relación a los sitios 10 y 11. Las presas ubicadas cuenca abajo de la presa Endho, sitios 17-21, presentaron un incremento gradual en sus valores,  $2.7$ - $5.8 \text{ mg l}^{-1}$ ; Madho por tener agua de manantial sin aparente influencia del agua del río, sus valores fueron de  $5.25$  y  $6.5 \text{ mg l}^{-1}$ . Zimapán por su parte al igual que con COD tuvo dos intervalos, menores concentraciones en la zona de influencia del río Tula con valores entre  $2.83$  y  $4.5 \text{ mg l}^{-1}$ , mayores concentraciones en la zona de influencia de río San Juan,  $7.3$ - $6.22 \text{ mg l}^{-1}$ ; la cortina con  $6.46 \text{ mg l}^{-1}$  (Figura 2).

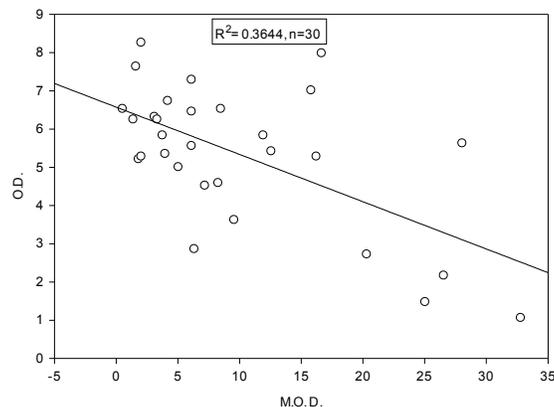
La Turbidez al igual que el COD tuvo sus valores menores en los sitios 1 al 9 con intervalo de 1-8 NTU, con la entrada del río Tula en el sitio 10 y la entrada a Endho los valores bajaron a 2 NTU; los sitios 13-16 presentaron valores entre 1 y 3 NTU. Los sitios en las presas en cascada tuvieron valores contrastantes que cayeron en el intervalo de 1 a 5 NTU, posiblemente el viento cause esa variación al remover la columna de agua. Zimapán por su parte tuvo valores entre 1 y 3 NTU, sin aparente diferencia en todo el sistema acuático. El parámetro de Turbidez se evalúa con reserva ya que no se

encontró relación directa con las aportes de COD en el sistema, y considerando que el color oscuro del agua, que se observó en varios sitios, podría interferir con las lecturas del turbidímetro, como ocurre con la teledetección de clorofilas en sistemas con alto contenido de materia orgánica (Carder *et al.*, 1989) (Figura 2).



**Figura 2.** Variación de COD, OD y Turbidez en del río Tula y las diferentes presas de la cuenca.

Se encontró correlación inversa y significativa entre el COD y el OD, indicando esto que en la cuenca del río Tula la entrada de materia orgánica disuelta, cuantificada como carbono orgánico disuelto, promueve el consumo de oxígeno disuelto para su procesamiento en el agua (Figura 3).



**Figura 3.** Correlación significativa ( $R^2$  de Pearson) entre el COD y el OD. Los sitios con menor contaminación por aguas no tratadas y con menos COD presentaron una mayor concentración de OD.

El río Tula responde y los reservorios que alimenta directa e indirectamente manifiestan en forma diferente el grado de contaminación por las aguas de desecho que llegan al sistema; la zona alta desde el sitio 1 al sitio 9 muestran el transporte y acumulación de materiales transportados por el río, siendo la primera entrada de contaminantes la ciudad de Tepeji del Río, los cuales se acumulan inicialmente en la zona riparia de la presa Requena donde hubo el primer valor alto de COD. La afluencia de aguas de desecho transportadas por el Emisor Central al llegar al río Tula por un lado promovió el incremento de material orgánico que trajo consigo el abatimiento de OD tanto en el río como en la entrada a la presa Endho que en general carece de OD en toda la columna de agua en todo el año, con excepción de la superficie donde por acción eólica se encuentran valores entre 1 y 2 mg l<sup>-1</sup>. Los altos contenidos de COD en el río promueven la alta producción agrícola del Valle del Mezquital; la presa Endho se usa para retener agua para atender la demanda de agua de riego de los Distritos de Riego 03 (Tula), y 100 (Alfajayucan), en ese tiempo el material orgánico es procesado principalmente por bacterias anaerobias y al salir por las compuertas a las presas aguas debajo de Rojo Gómez y Zozea, bajan la contaminación por materia orgánica del agua, con indicios de autodepuración al encontrar mejores condiciones de OD; la salida de agua de las presas ya sea por el vertedor de demasías en grandes avenidas o en forma regular por sus compuertas en la cortina, afectan al contenido de COD y consecuentemente del OD en la cuenca.

El aporte de manantiales con agua limpia y el permanente flujo turbulento en el cauce, favorece al proceso de autodepuración de las condiciones de calidad del agua del río; la presa hidroeléctrica Zimapán es influenciada por las concentraciones de COD en el río, generalmente mayores en la zona de influencia del río Tula entre los sitios 24 al 26, ubicadas en la margen derecha del reservorio, por el contrario en la zona de influencia del río San Juan, por la margen izquierda es menor el COD conforme se acerca a la cortina.

Se puede decir que el río y las presas afectan la exportación de COD, aumentando las tasas de retención de éstos. El agua retenida en las presas, aumenta su tiempo de retención y cambia por tanto las concentraciones de nutrientes presentes en el COD en comparación con las de ríos, además de que la sedimentación de fósforo y denitrificación en los reservorios represados tienden a reducir la exportación de N y P a los sistemas acuáticos (Syvitski *et al.*, 2005). Se ve reducida así la salida o exportación de materia orgánica y de nutrientes de los ríos principalmente debido a la construcción de presas y a la regulación de las aguas residuales (Louise, 2008).

Las actividades urbanas y agrícolas de las ciudades de Mixquiahuala, Chilcuautla e Ixmiquilpan, que vierten sus desechos sin tratamiento al río conducen a aumentar de nueva cuenta el COD la y a exportarlos en este caso a la PH Zimapán. En particular, la agricultura y los desechos humanos tienden a aumentar los niveles de COD y nutrientes en los ríos; como resultado, la eutrofización de los sistemas acuáticos receptores es un problema en todo el mundo (Orderud y Vogt, 2010; Tysmans *et al.*, 2013); el represamiento de los ríos, por el contrario, pueden hasta cierto punto disminuir la velocidad del aumento de la exportación de nutrientes a las aguas, por tanto, puede tener un efecto positivo en la calidad del agua (Finger *et al.*, 2007; McCartney, 2009).

La presencia de manantiales y el flujo turbulento en la zona posterior a la presa Endho favorece ecológicamente tanto al río como a los organismos acuáticos como macroinvertebrados (insectos acuáticos, crustáceos, anélidos) y peces; en la presa Madho que no tiene conexión directa con el río Tula o las presas en cascada, los manantiales internos con bajos valores de COD y condiciones buenas de OD le permiten mantener sostenidamente pesca comercial basada en *Tilapia*.

## Conclusiones

El río Tula y los reservorios resienten la entrada de COD de las aguas de desecho sin tratamiento provenientes de la ciudad de México, con aumento en las concentraciones de materia orgánica y con el costo respectivo en el consumo de OD. La retención de aguas con alto contenido de COD en el sistema



de presas en cascada, principalmente Endho y Rojo Gómez, permite que el río en su parte baja tenga indicios de recuperación en la calidad del agua en cuanto a la disminución de material orgánico y al incremento de OD.

La PH Zimapán manifiesta la entrada de agua por sus principales aportes, el río Tula (Estado de Hidalgo) con mayor contenido de COD y su tendencia a aumentar conforme llega a la cortina, y el río San Juan (Estado de Querétaro) con menor contenido de COD y con tendencia a disminuir al llegar a la cortina donde se unen ambos ríos.

## Bibliografía

- Baines S. B., N. S. Fisher, J. J. Cole. 2005. Uptake of dissolved organic matter (DOM) and its importance to metabolic requirements of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Limnology and Oceanography* 50:36-47.
- Carder K. L., R. G. Steward, G. R. Harvey, P. B. Ortner. 1989. Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. *Limnology and Oceanography* 34:68-81.
- Chow A. T., A. T. O'Green, R. A. Dahlgren, F. J. Díaz, K. H. Wong, P. K. Wong. 2011. Reactivity of litter leachates from California Oak Woodlands in the formation of disinfection by-products. *Journal of Environmental Quality* 40:1607-1616.
- Foden J., D. B. Sivyer, D. K. Mills, M. J. Devlin. 2008. Spatial and temporal distribution of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) fluorescence and its contribution to light attenuation in UK waterbodies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79:707-717.
- Friedel J. K., T. Langer, C. Siebe, K. Stahr. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in Central Mexico. *Biology and Fertility of Soils* 31:414-42.
- Finger D., M. Schmid, A. Wuest. 2007. Comparing effects of oligotrophication and upstream hydropower dams on plankton and productivity in perialpine lakes. *Water Resources Research*. 43:27 pp.
- Jiménez B., Chávez A. 2004. Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: "El Mezquital Valley" case. *Water Science and Technology* 50:269-276.
- Kitis M., T. Karanfil, A. Wigton, J. E. Kilduff. 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation. *Water Resources Research* 36: 3834-3848.
- Kostoglidis A., C. B. Pattiaratchi, D. P. Hamilton. 2005. CDOM and its contribution to the underwater light climate of a shallow, microtidal estuary in south-western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63:469-47.
- Louise C. 2008. Anthropogenic changes of the particle transport from land to ocean. Term paper Biogeochemistry and Pollutant Dynamics.
- Marín L. E., B. Steinich, O. Escolero, R. M. Leal, B. Silva, S. Gutiérrez. 1998. Inorganic water quality monitoring using specific conductance in Mexico. *Ground Water Monitoring and Remediation* 18:156-162.
- Markager S., W. F. Vincent. 2000. Spectral light attenuation and the absorption of UV and blue light in natural waters. *Limnology and Oceanography* 45:642-650.
- McCartney M. 2009. Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy* 11:121-139.
- Meybeck M. 1998. Man and interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. *Hydrobiologia* 373:1-20.
- Orderud G. I., R. D. Vogt. 2010. Trans-disciplinarity required in understanding, predicting and dealing with water eutrophication. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 20:404-415.
- Palau A. 2006. Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers. *Limnetica* 25:287-302.
- Ravichandran M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter a review. *Chemosphere* 55:319-331.
- Syvitski J. P. M., C. J. Vörösmarty, A. J. Kettner, P. Green. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308:376-380.
- Thurman E. M. 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 497.
- Tysmans D. J. J., A. J. Löhr, C. Kroeze, W. P. M. F. Ivensa, J. van Wijnen. 2013. Spatial and temporal variability of nutrient retention in river basins: a global inventory. *Ecological indicators* 34:607-615.
- Tranvik L. J. 1992. Allochthonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. *Hydrobiologia* 229:107-114.
- Wang L. S., H. Y. Hu, C. Wang. 2007. Effect of ammonia nitrogen and dissolved organic matter fractions on the genotoxicity of wastewater effluent during chlorine disinfection. *Environmental Science and Technology* 41:160-165.
- Yahel G., J. H. Sharp, D. Marie, C. Häse, A. Genin. 2003. In situ feeding and element removal in the symbiont-bearing sponge *Theonella swinhoei*: Bulk DOC is the major source for carbon. *Limnology and Oceanography* 48:141-149.

## 2.9 Lagunas costeras de la Península de Yucatán: ¿fuente o sumidero de carbono, nitrógeno y fósforo?

Valdés-Lozano David S.<sup>1</sup>; Real Elizabeth<sup>1</sup> y Granados Silvia<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Antigua Carretera a Progreso km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: dvaldes@mda.cinvestav.mx

### Resumen

Para saber si las lagunas costeras de Yucatán son fuentes o sumideros de carbono, se evaluaron los intercambios de agua y los materiales disueltos y suspendidos en cinco lagunas costeras: Celestún, Chelem, Rosada, Ría Lagartos y Nichupté. Estas estimaciones se hicieron midiendo en ciclos de 24 h, las corrientes en las bocas de estas lagunas y tomando muestras de agua y registros *in situ*. Se cuantificaron salinidad, oxígeno disuelto, amonio, nitrito, nitrato, fosfatos, silicatos, sólidos suspendidos totales y orgánicos. Los resultados de los balances fueron: Celestún es exportadora neta de agua y todos los materiales estudiados, en cambio Nichupté presentó el comportamiento inverso siendo importadora neta de agua y todas las sustancias disueltas y particuladas. Chelem, Rosada y Lagartos son lagunas que a pesar de ser importadoras de agua, exportan amonio, nitrato, fosfatos y silicatos. El carbono orgánico particulado es exportado solo por Celestún, las otras cuatro lo importan por lo que son sumideros de materia orgánica suspendida de origen marino. Paralelamente se tomaron muestras del sedimento superficial (5 cm) para cuantificar el carbono orgánico, el nitrógeno y el fósforo. Se determinó que en estas cinco lagunas los sedimentos son importantes reservorios de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. Chelem y Nichupté tienen las mayores concentraciones de carbono orgánico, mientras que el nitrógeno alcanzó el máximo en Celestún y el fósforo en Rosada. Al tomar en cuenta la extensión de estas lagunas, Nichupté es la que tiene las mayores cantidades de estos tres elementos almacenados en sus sedimentos.

**Palabras clave:** sedimento, lagunas, carbono, nitrógeno, fósforo.

### Abstract

In order to know if coastal lagoons of Yucatán Peninsula are source or sink of carbon, we estimate the water and materials exchanged in five lagoons: Celestún, Chelem, Rosada, Ría Lagartos and Nichupté. These assessments were made by 24 h, water samplings and measuring currents in the mouth of each lagoon. We register salinity, dissolved oxygen, ammonium, nitrite, nitrate, phosphate silicate, total and organic suspended solids. Celestún is net water and the entire materials exporter, but Nichupté showed an inverse behavior, net importer of water and all the substances dissolved and suspended. Chelem, Rosada and Lagartos are lagoons that import water from sea but export ammonium, nitrate, phosphates and silicates. Particulate organic carbon is exported only by Celestún, the other four lagoons import this material meaning that they are sinks of the organic marine material. We took surface sediment samples (5 cm) for the determination of organic carbon, nitrogen and phosphorus. In all five lagoons, sediments are important reservoirs of those elements. Chelem and Nichupté has the highest organic carbon concentrations, in the other hand nitrogen is higher in Celestún and phosphorus in Rosada. The budgets estimated with areas determined that Nichupté has the highest amounts of these three elements.

**Key words:** sediment, lagoons, carbon, nitrogen, phosphorus.

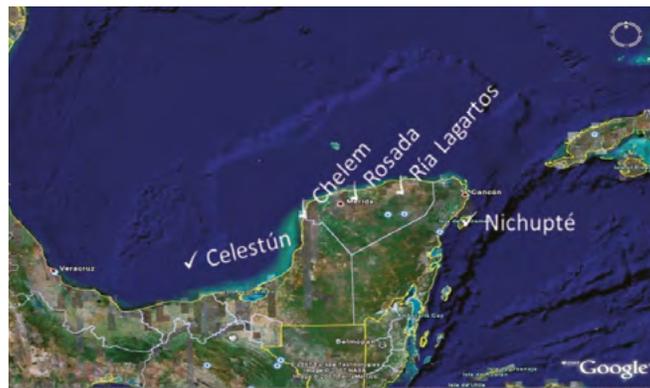
## Introducción

La costa del Golfo de México ubicada al Norte de la Península de Yucatán, es una región cárstica en la que la evaporación es casi el triple que la precipitación pluvial, motivo por el cual las lagunas costeras son cuencas de evaporación de agua de mar. Celestún, Chelem, Rosada, Ría Lagartos y Nichupté son cinco de las lagunas existentes en esta costa, son poco profundas (menos de 1 m) y además importante refugio, fuente de alimentación y criadero para numerosas especies de flora y fauna. Estudios realizados en otras lagunas y estuarios indican que estos generalmente exportan al mar formas disueltas y/o particuladas de nutrientes que por un lado mantienen el equilibrio entre las entradas y salidas de las lagunas (evitándose así la eutrofización), y por el otro lado fertilizan las aguas marinas costeras (Childers *et al.*, 1993; De La Lanza y Rodríguez, 1993; Nixon, 1981; Prego, 1994; Valiela *et al.*, 1978). Las lagunas costeras son reconocidas como sitios de alta sedimentación y de alta tasa de transformación. Elementos importantes de los ciclos biogeoquímicos como carbono, nitrógeno y fósforo están presentes en los sedimentos de estos cuerpos de agua, el conocimiento de su abundancia y tasa de conversión es importante en el entorno de la ecología el diagnóstico del estado de salud y los procesos globales en los que participan. En la costa de la Península de Yucatán existe una franja casi continua de lagunas costeras que son reservorios de sedimentos de diversos orígenes. Este estudio tuvo dos objetivos: 1) cuantificar el carbono orgánico, el nitrógeno y el fósforo incluido en los sedimentos recientes de las lagunas costeras más importantes de la Península, y 2) conocer el intercambio de materiales (principalmente carbono, nitrógeno y fósforo) entre las lagunas y el mar, producto de las corrientes originadas por las mareas y los vientos. La investigación se llevó a cabo en las cinco lagunas mencionadas realizando balance de masas en sus bocas y muestreo de los sedimentos.

## Materiales y métodos

Las lagunas Nichupté, Ría Lagartos, Rosada, Chelem y Celestún se encuentran en la costa de la Península de Yucatán, del Mar Caribe y del Golfo de México, entre las latitudes 20.7 y 21.7 Norte y 86.7 y 90.4 Oeste (Figura 1). Los balances de masas se llevaron a cabo tomando muestras de agua (a 1 m de profundidad) y midiendo velocidades con correntómetro para estimar los flujos en las bocas durante tres ciclos de 24 h en un año, estos estudios se realizaron entre el 2010 y 2014. En campo se midió con un multiparámetro YSI 556 la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH. Las muestras se analizaron en el laboratorio para cuantificar el material suspendido por filtración y gravimetría, los sólidos suspendidos orgánicos se estimaron mediante calcinación de los filtros de microfibra de vidrio.

En las muestras de agua se determinó el amonio, nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos de acuerdo a los métodos reportados por Strickland y Parsons (1972).



**Figura 1.** Área de estudio con las lagunas costeras muestreadas.

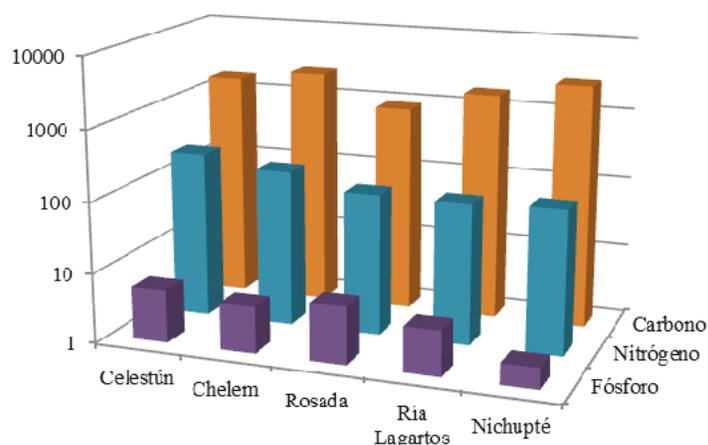
Las lagunas fueron muestreadas cada kilómetro, obteniendo con un nucleador manual los sedimentos recientes (5 cm), los cuales se analizaron mediante oxidación húmeda con ácido crómico para cuantificar el carbono orgánico y con oxidación húmeda con persulfato de potasio para cuantificar nitrógeno y fósforo. Mediante el secado y la pérdida de peso se estimó la porosidad y con el área de cada laguna se estimó el peso del sedimento en los primeros 5 cm (Adams, 1990; Buchanan, 1984; Rump y Krist, 1992).

## Resultados y discusión

El estudio de los sedimentos recientes de las cinco lagunas muestreadas reveló que son importantes reservorios de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. (Cuadro 1 y Figura 2). Chelem y Nichupté tienen las mayores concentraciones de carbono orgánico, muy por arriba del nivel de 2% considerado como "normal" para zonas costeras.

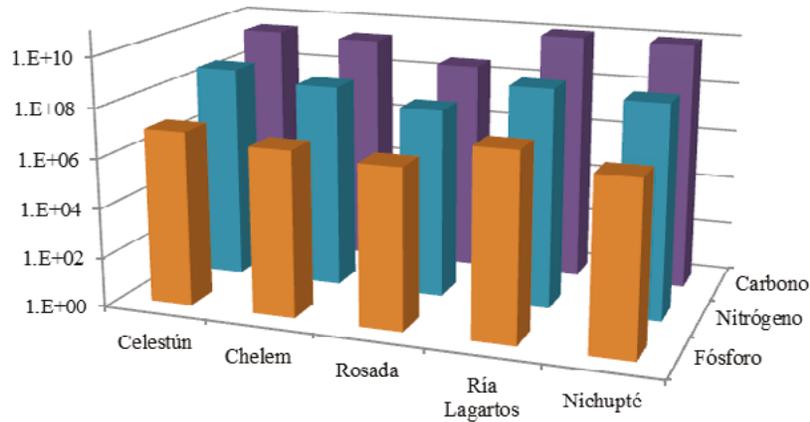
**Cuadro 1.** Área, concentraciones y contenido de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en sedimento superficial (5 cm).

Laguna	Celestún	Chelem	Rosada	Lagartos	Nichupté
Área km <sup>2</sup>	28	15	6	94	50
Carbono %	2.02	2.83	1.07	2.07	3.40
Nitrógeno $\mu\text{mol/g}$	233.50	166.00	102.00	99.00	109.60
Fósforo $\mu\text{mol/g}$	5.65	4.60	6.54	4.40	1.99
Carbono g	3.87E+10	2.91E+10	4.40E+09	1.33E+11	1.16E+11
Nitrógeno mol	4.48E+08	1.71E+08	4.19E+07	6.37E+08	3.75E+08
Fósforo mol	1.08E+07	4.73E+06	2.69E+06	2.83E+07	6.82E+06



**Figura 2.** Concentración ( $\mu\text{mol/g}$ ) en los sedimentos recientes de las lagunas estudiadas.

Por otro lado el nitrógeno alcanzó el máximo en Celestún y el fósforo en Rosada, esto pudiera deberse a las características holigohalinas de Celestún e hiperhalinas de Rosada. Al tomar en cuenta la extensión de estas lagunas, Ría Lagartos es la que tiene las mayores cantidades de estos tres elementos almacenados en sus sedimentos (Figura 3).



**Figura 3.** Cantidad total en sedimentos superficiales (moles).

En cuanto al balance de masas, aun cuando el rango de marea en esta zona es pequeño (46 cm), y el área transversal de las bocas es reducido (100-300 m<sup>2</sup>), el intercambio de materiales que se observó fue de gran magnitud. Los balances netos permitieron conocer las magnitudes y variabilidad que tienen los intercambios en cada laguna. El Cuadro 2 resume los resultados estimados en el estudio. Laguna Celestún es exportadora neta de agua y todos los materiales estudiados, en cambio Nichupté presentó el comportamiento inverso siendo importadora neta de agua y todas las sustancias disueltas y particuladas cuantificadas. Chelem, Rosada y Ría Lagartos son lagunas que a pesar de ser importadoras de agua, exportan algunos materiales como amonio, nitrato, fosfatos y silicatos. El carbono orgánico particulado es exportado solo por la laguna Celestún, las otras cuatro lagunas lo importan por lo que son sumideros de materia orgánica suspendida de origen marino.

**Cuadro 2.** Balance neto en las lagunas estudiadas, negativo= exporta, positivo= importa.

Laguna	Agua 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /d	Sal Ton/d	O <sub>2</sub> m <sup>3</sup> /d	Amonio mol/d	Nitrato mol/d	Nitrato mol/d	Fosfatos mol/d	Silicatos mol/d	SS ton/d	SSO ton/d
Celestún	-1208	-17 686	-5507	-7577	-1557	-10 744	-59	-246,697	-20	-5
Chelem	1522	56 700	5126	-3850	-161	-1600	-590	-20600	52	3
Rosada	160	5000	1	-1700	307	2312	-86	-103 841	6	2
Lagartos	12 240	453 800	38 954	33 670	1887	-2863	319	352 600	276	68
Nichupté	2386	87 894	8642	3037	77	6073	244	5378	6	3

## Conclusiones

Se concluye que en estas cinco lagunas los sedimentos recientes son importantes reservorios de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. Chelem y Nichupté tienen las mayores concentraciones de carbono orgánico, mientras que el nitrógeno alcanzó el máximo en Celestún y el fósforo en Rosada. Al tomar en cuenta la extensión de estas lagunas, Ría Lagartos es la que tiene las mayores cantidades de estos tres elementos almacenados en sus sedimentos.

Los balances netos permitieron conocer las magnitudes y variabilidad que tienen los intercambios en cada laguna, así lagunas como Celestún son exportadoras netas de agua y todos los materiales

estudiados, en cambio Nichupté presentó el comportamiento inverso siendo importadora neta de agua y todas las sustancias disueltas y particuladas cuantificadas. Chelem, Rosada y Lagartos son lagunas que a pesar de ser importadoras de agua, exportan algunos materiales como amonio, nitrato, fosfatos y silicatos. El carbono orgánico particulado (SSO) es exportado solo por la laguna Celestún, las otras cuatro lagunas lo importan por lo que son sumideros de materia orgánica suspendida de origen marino.

Existe una gran variabilidad entre las diferentes lagunas de la Península, que van desde las completamente exportadoras (fuentes de material orgánico), hasta las que importan todos los materiales disueltos y particulados convirtiéndose en sumideros de carbono. Es necesario realizar más estudios incorporando el carbono inorgánico para establecer las tasas de oxidación de la materia orgánica.

## Bibliografía

- Adams V. D. 1990. Water and wastewater examination manual. Lewis publisher, Inc. Michigan, USA.
- Buchanan J. B. 1984. Sediment analysis. *In*: Holme, N. A., A. D. McIntyre (eds). Methods for the study of marine benthos, Vol. 3. Second Edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 41-65.
- Childers D. L., H. N. Mckellar, R. F. Dame, F. H. Sklar, E. R. Blood. 1993. A dynamic nutrient budget of subsystem interactions in a salt marsh estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 36:105-131.
- De La Lanza G., M. M. Rodríguez. 1993. Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. *Estuaries* 16:273-279.
- Nixon S. W. 1981. Between coastal marshes and coastal waters-A review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. *In*: Hamilton, P., K. B. McDonald (eds). Estuarine and wetland processes with emphasis on modeling. Henum. Press N. Y., Marine Sciences Series. pp. 437-525.
- Prego R. 1994. Nitrogen interchanges generated by biochemical processes in a Galician Ria. *Marine Chemistry* 45:167-176.
- Rump H., Krist H. 1992. Laboratory Manual for the Examination of Water, Waste Water and Soil. 2<sup>nd</sup> Edn. Weinheim: New York, Basel, Cambridge.
- Strickland J. D. H., T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *In*: Bulletin 167 (Second Edition). Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Valiela I., J. M. Teal, S. Volkman, D. Shafer, E. J. Carpenter. 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology and Oceanography* 23:798-812.



## 2.10 Flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec posterior a eventos Tehuanos

Chapa-Balcorta Cecilia<sup>1,2,3</sup>; Hernández-Ayón Martín<sup>1,2</sup>; Durazo-Arvizu Reginaldo<sup>1</sup> y Siqueiros-Valencia Arturo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: [jmartin@uabc.edu.mx](mailto:jmartin@uabc.edu.mx)

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

<sup>3</sup>Universidad del Mar, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel Oaxaca, México.

### Resumen

El Golfo de Tehuantepec es una de las regiones más dinámicas del Pacífico Mexicano. En esta región el agua subsuperficial subtropical (ASsSt) está asociada a la zona del mínimo de oxígeno y a altas concentraciones de carbono inorgánico disuelto. En la mayor parte del Pacífico oriental tropical esta agua permanece bajo la superficie; sin embargo en regiones bajo la influencia de viento de chorro, como es el caso de Tehuantepec, dicha agua puede alcanzar la superficie e incrementar el flujo de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera. En contraste, el incremento de la productividad primaria puede promover una reversión de dicho flujo. En este estudio se analiza la importancia de la temporada de vientos Tehuanos sobre los flujos de CO<sub>2</sub> en el Golfo de Tehuantepec. Dichos flujos se calcularon a partir de mediciones del sistema de CO<sub>2</sub> en abril y noviembre de 2013. Los resultados indican que en noviembre existió un flujo entre -24 y +23 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, con valores positivos en el 40% de las estaciones. En abril se observan flujos de -2.6 a +42 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, con valores positivos en el 70% de las estaciones muestreadas. La suma de los flujos para cada temporada indica que el Golfo de Tehuantepec se comportó como un sumidero de CO<sub>2</sub> durante el muestreo de noviembre, mientras que en abril se comportó como fuente de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera. Dicha diferencia se atribuye a variaciones en la intensidad del viento, estratificación de la columna de agua, y abordamiento del ASsSt.

**Palabras clave:** Oaxaca, Pacífico Mexicano, intercambio océano-atmósfera.

### Abstract

The Gulf of Tehuantepec is one of the most dynamic regions of the Mexican Pacific. In this region, the Subtropical Subsurface Water (StSsW) is linked to the oxygen minimum layer and high dissolved inorganic carbon concentrations. This water mass is under the thermocline at most of the eastern tropical Pacific; however, at regions influenced by wind such as Tehuantepec, this water may reach the surface and increase the CO<sub>2</sub> flux toward the atmosphere. In contrast, increases of primary production may reverse this flux. This study discusses the importance of the wind season on the air-sea CO<sub>2</sub> flux at the Gulf of Tehuantepec. Such fluxes were calculated from measurements of the CO<sub>2</sub> chemistry in April and November, 2013. Results indicate fluxes ranged from -24 to +23 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> in November, with positive fluxes at 40% of the sampling sites. April registered fluxes from -2.6 to +34 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, with positive fluxes at 70% of the sampling sites. The sum of fluxes for each season shows that the Gulf of Tehuantepec behaved as a CO<sub>2</sub> sink in November, while it acted as a CO<sub>2</sub> source on April. The difference is or could be attributed to the variability of wind speed, water column stratification and StSsW entrainment.

**Key words:** Oaxaca, Mexican Pacific, air-sea exchange.

## Introducción

El Golfo de Tehuantepec es una región altamente dinámica, donde los vientos llamados “Tehuano” o “Tehuantepecanos” (velocidad  $10\text{ m s}^{-1}$ ) que ocurren de noviembre a marzo, producen fuertes cambios en la estructura de la columna de agua y en la circulación (Flores-Vidal *et al.*, 2014; Velázquez-Muñoz *et al.*, 2011) produciendo fuertes gradientes térmicos (hasta  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) y remolinos de mesoescala, surgencias, entre otras estructuras. La intensa dinámica física se combina con la presencia del agua subsuperficial subtropical, que contiene el máximo de carbono inorgánico disuelto en el Pacífico Oriental (Franco *et al.*, 2014; Paulmier *et al.*, 2011); el cual al llegar a la superficie o al mezclarse con el agua superficial, podría promover un importante incremento en el flujo de  $\text{CO}_2$  ( $\text{FCO}_2$ ) hacia la atmósfera. En contraste, dicha agua también contiene altas concentraciones de nutrientes, derivadas de los procesos de remineralización de la materia orgánica, por lo que su ascenso fertiliza las aguas superficiales y promueve la productividad primaria (Müller-Karger y Fuentes-Yaco, 2000). Durante este proceso la asimilación de carbono inorgánico disuelto (CID) puede modular los flujos de  $\text{CO}_2$  resultantes (Wang *et al.*, 2006). Por otro lado, son escasos los estudios relacionados con el intercambio océano atmósfera del  $\text{CO}_2$  en México (De La Cruz-Orozco *et al.*, 2010; Franco *et al.*, 2014; Reimer *et al.*, 2013), por lo que su papel dentro del inventario nacional de carbono podría estar siendo subestimado. El presente trabajo tiene como objetivo contribuir al conocimiento y entendimiento de los flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec durante la temporada de viento así como proveer información base para su integración a inventarios nacionales y globales de carbono.

## Materiales y métodos

### *Colecta y análisis de muestras*

Se analizaron muestras de agua tomadas en 27 estaciones en el Golfo de Tehuantepec (Figura 1A) durante dos campañas de muestreo. La primera se llevó a cabo del 13 al 18 de abril de 2013, al final de la temporada de vientos, y posterior a cinco eventos Tehuanos (Figura 1B). La segunda se realizó del 20 de octubre al 19 de noviembre del mismo año. Ésta se realizó de manera intermitente al inicio de la temporada de vientos 2013-2014, durante la que ocurrieron tres eventos Tehuanos (Figura 1C). Los muestreos se llevaron a cabo a bordo de los buques de investigación oceanográfica “Altair” (abril) y “Río Suchiate” (noviembre), de la Secretaría de Marina.

Las muestras fueron colectadas en botellas Niskin de 5 l y una vez en superficie fueron extraídas y colocadas en botellas de borosilicato de sodio, fijadas con una solución concentrada de  $\text{HgCl}_2$  y selladas con grasa Apiezon®. Se obtuvieron datos de temperatura y salinidad mediante lances de CTD SBE19.

### *Análisis de muestras y procesamiento de datos*

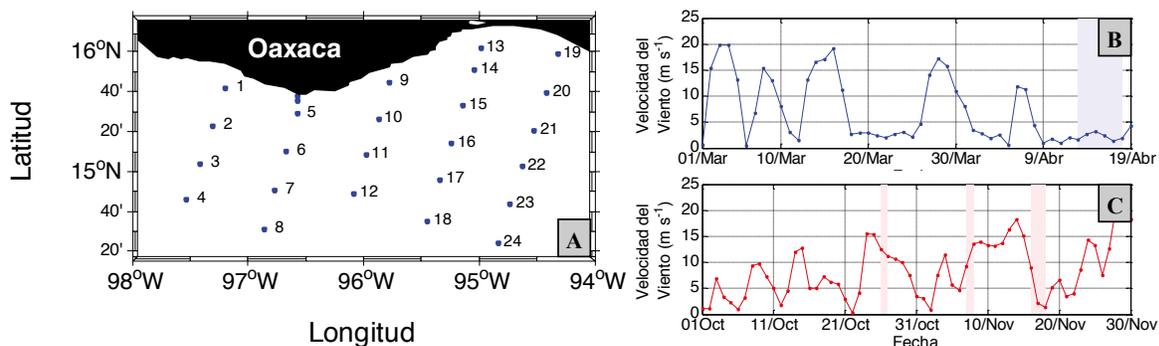
Se midieron dos de las cinco variables del sistema del  $\text{CO}_2$ . Debido a la disponibilidad de equipo, en las muestras de abril se midió DIC y pH y en las de noviembre se midió DIC y alcalinidad total (AT). La medición de DIC se llevó a cabo mediante coulometría, utilizando la técnica descrita por Johnson *et al.*, (1987). Alcalinidad total se midió mediante el método potenciométrico de Hernández-Ayon *et al.*, (2013). El pH en la escala de agua de mar se midió utilizando un método potenciométrico en celda cerrada (Dickson *et al.*, 2003). 24 h antes de la medición se obtuvo la pendiente del electrodo mediante buffers NBS 4.01 y 10.01. Los métodos se calibraron con material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego. A partir de dichas variables se calculó  $\text{pCO}_2$ , mediante el programa CO2SYS. Para ello se utilizaron las constantes de disociación de Mehrbach y colaboradores, modificadas por Dickson *et al.*,

(2003), así como los datos de temperatura, y salinidad. Los valores de  $p\text{CO}_2$  fueron a su vez empleados para calcular el flujo de  $\text{CO}_2$  ( $\text{FCO}_2$ ) océano-atmósfera ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) mediante la ecuación 1.

$$\text{FCO}_2 = K\alpha(\Delta p\text{CO}_2) \quad (1)$$

donde,  $K$  es la velocidad de transferencia del gas en función de la velocidad del viento (Wanninkhof, 1992);  $\alpha$  es la solubilidad del  $\text{CO}_2$  en el agua de mar a la temperatura y salinidad *in situ* calculada mediante las ecuaciones de Weiss (1974), y  $\Delta p\text{CO}_2$  es la diferencia entre la presión parcial del  $\text{CO}_2$  en el agua y en la atmósfera.

Se utilizó el valor promedio de  $p\text{CO}_2$  en la atmósfera de  $398.35 \mu\text{atm}$  y de  $395.11 \mu\text{atm}$  para abril y noviembre de 2013 respectivamente (<ftp://aftp.cmdl.noaa.gov/>). Los datos de viento empleados se obtuvieron de imágenes satelitales SeaWinds de NOAA (Zhang *et al.*, 2006a y b). Para ello se obtuvieron los valores de magnitud del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ) ubicados en, o cerca de cada estación para los días en que se realizaron los muestreos, y se calculó el promedio por estación para cada muestreo. El error calculado para  $\text{FCO}_2$  fue de  $\pm 0.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para vientos débiles  $\leq 2.5 \text{ ms}^{-1}$  (dicha condición fue dominante durante la campaña de muestreo) y un máximo de  $1.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para vientos de mayor velocidad ( $>4 \text{ ms}^{-1}$ ). Para el caso de noviembre fue de  $0.16$  y  $0.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para vientos débiles y fuertes, respectivamente. Se calculó el parámetro de estratificación con el método de Simpson y Bowers (1981), para los primeros 100 m de la columna de agua. Dicho parámetro es una medida de la energía necesaria para homogenizar la columna de agua.



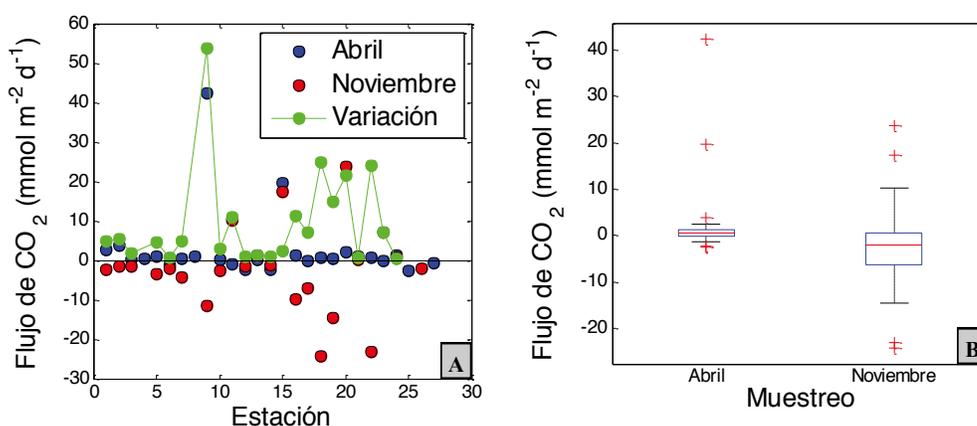
**Figura 1.** A= área de estudio y red de muestreo. Las estaciones 25-27 se localizan al norte de la estación 5, B= velocidad del viento previo y durante el muestreo de abril, y C= noviembre en  $15^{\circ}30'$  Norte y  $95^{\circ}$  Oeste. Las áreas sombreadas indican las fechas de colecta (Datos satelitales de viento: <http://www.ncdc.noaa.gov>).

## Resultados y discusión

Se discuten los flujos océano-atmósfera de  $\text{CO}_2$  para abril y noviembre de 2013. Los valores positivos sugieren un flujo del océano hacia la atmósfera, mientras que los valores negativos sugieren lo contrario. En abril de 2013 se presentaron los flujos en un intervalo de valores de  $-2.6$  a  $+42 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Los mayores valores positivos se observan cercanos a la costa en las estaciones 9 y 15. La mayoría de las estaciones (70%) presenta valores positivos, de los cuales 16 fluctuaron entre  $0$  y  $5 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Figura 2A), indicando un flujo predominante de  $\text{CO}_2$  del océano hacia la atmósfera. Los máximos observados se encuentran por encima de los reportados para otras regiones del Pacífico Mexicano (Franco *et al.*, 2014; Reimer *et al.*, 2013) y para otras zonas del Pacífico oriental tropical.

En el muestreo de noviembre se observaron flujos entre  $-24$  y  $+23 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . En este caso solamente el 40% de las estaciones presentó flujos positivos. La mayoría de las estaciones mostraron flujos entre  $-5$  y  $0 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Los mayores flujos de la atmósfera hacia el océano se observan en las

estaciones localizadas en la región oriental del GT. Las estaciones que presentaron flujo del océano hacia la atmósfera se encuentran en la región media del área de estudio, con respecto a la costa. La diferencia entre ambos muestreos indica que las estaciones en la región oriental así como las más cercanas a la región de influencia del viento presentan una mayor variación que el resto del área. La suma de los flujos para cada muestreo, así como el promedio de los flujos por muestreo indican que el Golfo de Tehuantepec se comportó como un sumidero de  $\text{CO}_2$  durante el muestreo de noviembre ( $\Sigma\text{FCO}_2 = -52.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\text{FCO}_2$  promedio =  $-2.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), mientras que en abril se comportó como fuente ( $\Sigma\text{FCO}_2 = +68.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\text{FCO}_2$  promedio =  $+3.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera. En ambos muestreos los máximos flujos positivos sobrepasaron los valores reportados en otras regiones del Pacífico mexicano en donde los valores más altos fueron de  $4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Franco *et al.*, 2014; Reimer *et al.*, 2013). Así mismo los máximos positivos alcanzaron valores similares a otras regiones del Pacífico Oriental tropical como las regiones de surgencia frente a Perú. Los flujos negativos observados en noviembre también son mayores a los reportados para otras regiones del Pacífico mexicano (Franco *et al.*, 2014).

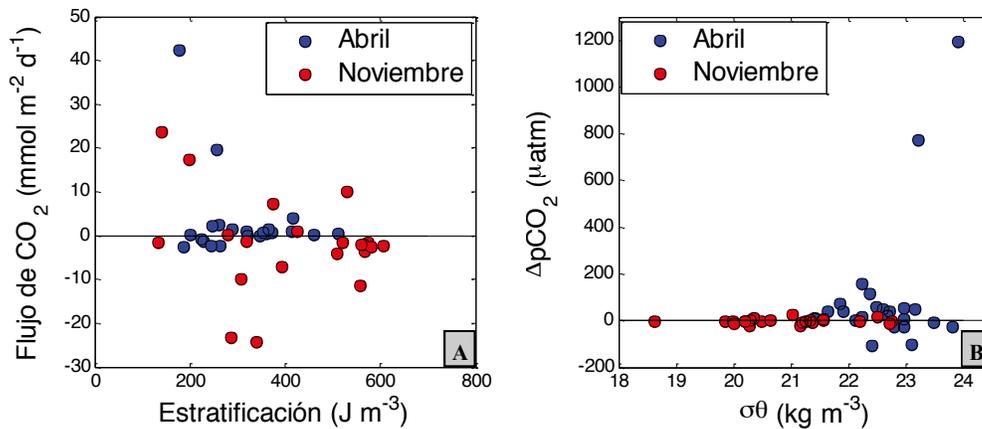


**Figura 2.** Flujos de  $\text{CO}_2$  en el Golfo de Tehuantepec. Los valores positivos indican un flujo del océano a la atmósfera; valores negativos indican lo contrario. A= distribución por estación. La línea verde indica la diferencia entre abril y noviembre, y B= diagrama de cajas por muestreo.

Los resultados del muestreo de noviembre presentan una mayor variabilidad y sesgo hacia un sentido del flujo, en comparación con los datos de abril (Figura 2B). El muestreo de noviembre se realizó en medio de dos eventos tehuanos y es probable que sus efectos puedan haber producido una mayor heterogeneidad en la columna de agua. En contraste el muestreo de abril se realizó posterior al último evento tehuano, por lo que la circulación inducida por viento haya modificó las condiciones generadas inmediatamente después de los tehuanos, redistribuyendo el agua mezclada.

En ambos muestreos la región presenta unas zonas altamente estratificadas y otras altamente mezcladas (Figura 3). Si bien la relación entre estratificación y  $\text{FCO}_2$  no es lineal, es posible observar que en abril, las regiones más estratificadas presentan un menor flujo de  $\text{CO}_2$  entre el océano y la atmósfera. Las regiones con los mínimos de estratificación presentan una mayor variabilidad y mayores flujos de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera. En noviembre las regiones menos estratificadas actúan como fuente de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera, las zonas con estratificación media ( $250\text{-}400 \text{ J m}^3$ ) funcionan principalmente como sumidero de  $\text{CO}_2$  y en las más estratificadas el flujo es cercano a cero. Se observa una mayor variación en los valores del parámetro de estratificación en el muestreo de noviembre. La alta estratificación limita el intercambio de  $\text{CO}_2$  entre el agua superficial y la subsuperficial (Franco *et al.*, 2014). Sin embargo no es el único factor que modula los flujos de  $\text{CO}_2$  entre el océano y la atmósfera. Estos dependen de la concentración de carbono inorgánico disuelto la

cual puede ser modificada por cambios en la influencia de las masas de agua que actúan como fuente de  $\text{CO}_2$  (Hernández-Ayón *et al.*, 2013), en la velocidad del viento (Wanninkhof, 1992), así como procesos biogeoquímicos como son la fotosíntesis y la desnitrificación, entre otros (Bianchi *et al.*, 2005; Fennel *et al.*, 2008).



**Figura 3.** A= relación entre el flujo de  $\text{CO}_2$  y la estratificación de la columna de agua, calculada con base en 5-100 m., y B= relación entre la  $\Delta p\text{CO}_2$  con respecto a la densidad superficial.

La  $\Delta p\text{CO}_2$  (Figura 3B) presenta los mayores valores durante abril. Esto sugiere que en dicho mes, los flujos dependen más de la concentración de carbono inorgánico disuelto en el agua, en comparación con los datos de noviembre. Durante este mes el agua presentó una mayor densidad (21.4-23.8 kg m<sup>-3</sup>, promedio 22.6 kg m<sup>-3</sup>) que en el caso de noviembre (18.6 a 22.7 kg m<sup>-3</sup>, promedio 20.9 kg m<sup>-3</sup>). Los máximos positivos se encuentran en las regiones con mayor densidad (hasta 23.8 kg m<sup>-3</sup>), lo que sugiere una mayor influencia del agua subsuperficial subtropical y procesos de mezcla, ya que los máximos de  $\Delta p\text{CO}_2$  coinciden con los máximos de densidad y los mínimos de estratificación. En noviembre, se observan valores de  $\Delta p\text{CO}_2$  menores (<134 μatm) que en abril. En este caso, el viento está amplificando el intercambio océano-atmósfera. Para tener una idea de la magnitud de la influencia del viento, al calcular los flujos de noviembre utilizando los datos de viento del mes de abril, se obtiene un intervalo de valores entre -5 y +5 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, es decir, el viento en noviembre está incrementando el flujo aproximadamente cuatro veces.

#### Otros factores que modifican los flujos de $\text{CO}_2$

Existen otros factores que pueden estar teniendo un papel importante en los flujos observados. La actividad fotosintética actúa como modulador de la intensidad y variabilidad de los flujos de  $\text{CO}_2$  mediante la asimilación del carbono inorgánico disuelto (Wang *et al.*, 2006). Según Robles-Jarero y Lara-Lara (1993), en el Golfo de Tehuantepec dicha productividad es comparable con la encontrada en zonas de surgencia del Golfo de California y funciona como una bomba biológica de carbono. La influencia de los vientos tehuanos es tan intensa que las condiciones cambian de oligotróficas a eutróficas (Lluch-Cota *et al.*, 1997), por lo que la productividad que se genera durante la temporada de Tehuanos podría estar generando efectos importantes en los flujos de  $\text{CO}_2$ . Así mismo en las regiones costeras el proceso de desnitrificación incrementa la alcalinidad del agua y disminuye  $p\text{CO}_2$  (Fennel *et al.*, 2008), lo que a su vez disminuye  $\text{FCO}_2$ . Para poder entender el papel de dichos procesos sobre los flujos de  $\text{CO}_2$  es necesario desarrollar más estudios en la región que contemplen otras variables biogeoquímicas, que complementen la información presentada.

## Conclusiones

Durante abril de 2013 el Golfo de Tehuantepec se comportó como una fuente de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera, con flujos positivos de CO<sub>2</sub> en el 70% de las estaciones, y alcanzó valores de hasta 42 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Los máximos valores positivos se presentaron en las áreas menos estratificadas y con agua de mayor densidad, lo que sugiere una mayor influencia del agua subsuperficial subtropical. Las estaciones más estratificadas presentaron flujos cercanos a 0 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, ya que la estratificación de la columna de agua y un menor alcance del ASsSt contribuyen a disminuir el intercambio de CO<sub>2</sub> entre el océano y la atmósfera. Así mismo, las áreas menos estratificadas presentan una mayor variabilidad.

En noviembre, el Golfo de Tehuantepec se comportó como sumidero de CO<sub>2</sub> aunque también existieron estaciones en donde los valores fueron positivos. Los altos flujos se deben principalmente al efecto del viento que magnificó el intercambio océano-atmósfera.

Los flujos de CO<sub>2</sub> observados, sugieren que las diferencias entre ambos muestreos se deben principalmente a variaciones en la intensidad del viento, estratificación de la columna de agua, y abordamiento del ASsSt.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Marina por el acceso a los cruceros y los datos de CTD. Al C. Contralmirante CG DEM Carlos A. Abascal Andrade, Director General Adjunto de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología y al personal de la Estación de Investigación Oceanográfica de Salina Cruz por su apoyo logístico.

## Bibliografía

- Bianchi A. A., L. Bianucci, A. R. Piola, D. R. Pino, I. Schloss, A. Poisson, C. F. Balestrini. 2005. Vertical stratification and air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the Patagonian shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 110:1-10.
- De La Cruz-Orozco M. E., J. E. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Mariano-Matías, T. L. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO<sub>2</sub> océano-atmósfera. *Aspectos químicos*. pp. 165-180.
- Dickson A., J. Afghan, G. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO<sub>2</sub> analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80:185-197.
- Fennel K., J. Wilkin, M. Previdi, R. Najjar. 2008. Denitrification effects on air-sea CO<sub>2</sub> flux in the coastal ocean: Simulations for the northwest North Atlantic. *Geophysical Research Letters* 35:5 pp.
- Flores-Vidal X., R. Durazo, L. Zavala-Sansón, P. Flament, C. Chavanne, F. J. Ocampo-Torres, C. Reyes-Hernández. 2014. Evidence of inertially generated coastal-trapped waves in the eastern tropical Pacific. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119:3121-3133.
- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119:2923-2937.
- Hernández-Ayón J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect, J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Johnson K., J. Sieburth, P. Williams, L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.
- Lluch-Cota S. E., S. Alvarez-Borrego, E. Santamaria-Angel, F. Muller-Karger, S. Hernandez-Vazquez. 1997. The Gulf of Tehuantepec and adjacent areas: spatial and temporal variation of satellite-derived photosynthetic pigments. *Ciencias Marinas* 23:329-340.
- Müller-Karger F. E., C. Fuentes-Yaco. 2000. Characteristics of wind-generated rings in the eastern tropical Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research* 105:1271-1284.
- Paulmier A., D. Ruiz-Pino, V. Garçon. 2011. CO<sub>2</sub> maximum in the oxygen minimum zone (OMZ). *Biogeosciences* 8:239-252.



- Reimer J. J., R. Vargas, S. V. Smith, R. Lara-Lara, G. Gaxiola-Castro, J. Martín Hernández-Ayón, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez, J. Martínez-Osuna. 2013. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118:4795-4810.
- Robles-Jarero E. G., J. R. Lara-Lara. 1993. Phytoplankton biomass and primary productivity by size classes in the Gulf of Tehuantepec, México. *Journal of Plankton Research* 15:1341-1358.
- Simpson J., D. Bowers. 1981. Models of stratification and frontal movement in shelf seas. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 28:727-738.
- Velázquez-Muñoz F. A., J. A. Martínez, C. Chavanne, R. Durazo, P. Flament. 2011. Wind-driven coastal circulation in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas* 37:443-456.
- Wang X., J. R. Christian, R. Murtugudde, A. J. Busalacchi. 2006. Spatial and temporal variability of the surface water pCO<sub>2</sub> and air-sea CO<sub>2</sub> flux in the equatorial Pacific during 1980–2003: A basin-scale carbon cycle model. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 111:18 pp.
- Wanninkhof R. 1992. Relationship Between Wind Speed and Gas Exchange Over the Ocean. *Journal of Geophysical Research* 97:7373-7382.
- Weiss R. F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2:203-215.
- Zhang H. M., J. J. Bates, R. W. Reynolds. 2006a. Assessment of composite global sampling: Sea surface wind speed. *Geophysical Research Letters* 33:5 pp.
- Zhang H. M., R. W. Reynolds, J. J. Bates. 2006b. Blended and Gridded High Resolution Global Sea Surface Wind Speed and Climatology from Multiple Satellites: 1987 - Present. American Meteorological Society 2006 Annual Meeting, Atlanta, GA, USA.

## 2.11 Variación en la capacidad fotosintética ( $V_{cmax}$ y $J_{max}$ ) por la inundación y salinidad en árboles y herbáceas de humedales costeros

Briones-Villarreal Oscar<sup>1</sup>; Rodríguez Karla<sup>1</sup>; Sánchez-Ríos Graciela<sup>1</sup> y Moreno-Casasola Patricia<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ecología A. C., Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa, CP 91070, Veracruz, México.  
Autor para correspondencia: oscar.briones@inecol.mx

### Resumen

La fotosíntesis es un proceso fundamental en el ciclo del carbono. La tasa máxima de carboxilación ( $V_{cmax}$ ) y la tasa máxima de transporte de electrones ( $J_{max}$ ) son determinantes primarios de la tasa fotosintética. En los modelos terrestres de flujo de carbono (MTFC) generalmente se utiliza un valor fijo de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  para cada especie o grupo funcional. Sin embargo, la variación en ambas variables por los factores ambientales y las características foliares de las especies puede ser importante y afectar sensiblemente los resultados de los MTFC. En una casa de sombra en La Mancha, Veracruz, se probó el efecto combinado de la inundación y salinidad en la  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  de cuatro especies arbóreas (*Annona glabra*, *Inga vera*, *Laguncularia racemosa*, *Pachira aquatica*) y cinco especies herbáceas (*Cyperus giganteus*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Pontederia sagittata*, *Sagittaria lancifolia*, *Thypha domingensis*) comunes en humedales costeros del centro del Golfo de México. Los tratamientos de inundación (suelo inundado, suelo medio inundado y sin inundación) y salinidad (alta, media y agua dulce) fueron aplicados en tanques experimentales. Los valores de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  se obtuvieron ajustando curvas A-Ci, variando la concentración de  $CO_2$  y la saturación de luz en la hoja. Análisis parciales confirman que  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  están correlacionados y muestran que  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  son significativamente afectados por la especie y la intensidad de la salinidad e inundación.

**Palabras clave:** carbono, carboxilación, curvas A-Ci, transporte de electrones, vegetación subacuática.

### Abstract

Photosynthesis is a key process in the carbon cycle. The maximum rate of carboxylation ( $V_{cmax}$ ) and maximum electron transport rate ( $J_{max}$ ) are primary determinants of photosynthetic rate. In terrestrial carbon flux models (TCFM) a fixed value of  $V_{cmax}$  and  $J_{max}$  for each species or functional group generally is used. However, variation in both variables by environmental factors and species leaf characteristics may be important and significantly affect the output of the TCFM. In a shade house in La Mancha, Veracruz, the combined effect of flooding and salinity in  $V_{cmax}$  and  $J_{max}$  of four trees species (*Annona glabra*, *Inga vera*, *Laguncularia racemosa*, *Pachira aquatica*) and five herbaceous species (*Cyperus giganteus*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Pontederia sagittata*, *Sagittaria lancifolia*, *Thypha domingensis*) common in coastal wetlands of the central Gulf of Mexico was tested. Flooding treatments (flooded soil, medium flooded soil, and without flooding) and salinity (high, medium and freshwater) were applied in experimental tanks.  $V_{cmax}$  and  $J_{max}$  values were obtained by fitting curves A-Ci by varying the  $CO_2$  concentration on light saturated leaves. Partial analyses confirm that  $V_{cmax}$  and  $J_{max}$  are correlated and show that  $V_{cmax}$  and  $J_{max}$  are significantly affected by the species and intensity of salinity and flooding.

**Key words:** carbon, carboxylation, A-Ci curves, electron transport, wetlands.

## Introducción

El cambio global ha estado afectando fuertemente a las zonas costeras. Una consecuencia inmediata ha sido el incremento del nivel del mar, aumentando la frecuencia y extensión de las inundaciones y la modificación de la salinidad del agua y suelo de sus ecosistemas (Saha *et al.*, 2011). Debido a que el cambio global es conducido principalmente por el incremento en la concentración del CO<sub>2</sub> en la atmósfera, la predicción sobre la concentración de ese gas en el futuro es un producto fundamental en los modelos terrestres de flujo de carbono (MTFC) (Bonan *et al.*, 2001, Rogers, 2014). La incertidumbre en la estimación de los flujos de CO<sub>2</sub> asociados con el ciclo global del carbono tendrá un fuerte impacto en el pronosticado cambio global. La entrada fotosintética de CO<sub>2</sub> por la biósfera terrestre es el flujo más importante del carbono y es el punto de entrada a los reservorios terrestres (Schlesinger, 2009). Por lo anterior es muy importante que los MTFC modelen con precisión la captura de CO<sub>2</sub> fotosintético.

Muchos MTFC utilizan el modelo enzimático de Farquhar, von Caemmerer y Berry que describe la asimilación fotosintética de CO<sub>2</sub> (Farquhar *et al.*, 1980) para reflejar la respuesta fisiológica de las plantas al CO<sub>2</sub> atmosférico y estimar la productividad primaria gruesa (Walker *et al.*, 2014). La tasa máxima de carboxilación por la enzima Rubisco (V<sub>cmax</sub>) y la tasa máxima de transporte de electrones (J<sub>max</sub>) son determinantes primarios de la tasa fotosintética. En los MTFC generalmente se utiliza un valor fijo de V<sub>cmax</sub> y J<sub>max</sub> para los grupos funcionales de las plantas. El escalamiento de la planta al ecosistema o al planeta entero se logra a través de mapas de distribución de los tipos funcionales de plantas. Cuando se desconoce, J<sub>max</sub> es estimado como una función lineal de V<sub>cmax</sub>. Sin embargo, la variación entre las especies en V<sub>cmax</sub> y J<sub>max</sub> debido a la variación en los factores ambientales y características foliares puede ser importante y afectar sensiblemente los resultados de los MTFC (Walker *et al.*, 2014).

En los humedales del Golfo de México coexisten especies de hábito arbóreo y herbáceo, formando comunidades vegetales dominadas por árboles como selva mediana y manglares, así como integrando comunidades dominadas por especies herbáceas como los tulares y popales. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar experimentalmente la capacidad fotosintética de las especies herbáceas y arbóreas de los humedales de la costa veracruzana frente a diferentes niveles de inundación y salinidad.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El estudio se realizó en una casa de sombra cubierta con techo de acrílico transparente para evitar la entrada de lluvia y cubierta con malla sombra en la Estación Experimental La Mancha (190°34' Norte y 960°23' Oeste), localizada en la costa en el centro de Veracruz, México.

Debido a su importancia estructural y funcional en los humedales se seleccionaron cuatro especies arbóreas (*Annona glabra*, *Inga vera*, *Pachira aquatica*, *Laguncularia racemosa*) y ocho especies herbáceas (*Cyperus giganteus*, *Fuirena simplex*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Lippia nodiflora*, *Pontederia sagittata*, *Sagittaria lancifolia*, *Spartina spartinae* y *Thypha domingensis*).

En un diseño factorial 4 x 3 se aplicaron cuatro niveles de inundación: a) sin inundación (control), b) baja (suelo inundado a la mitad de su profundidad, esto es de 0 a 15 cm), c) media (todo el suelo inundado, esto es de 0 a 30 cm) y d) alta (suelo y planta completamente inundados); combinados con tres niveles de salinidad: a) agua dulce (control, 0.18 ppm, agua de pozo), b) baja (agua de mar diluida con agua de pozo a un cuarto de la concentración de sal, 9 ppm) y c) alta (agua de mar diluida con agua de pozo a la mitad de la concentración de sal, 18 ppm). El tamaño de muestra fue de nueve plantas. Las unidades experimentales fueron bolsas de plástico negras de 2.1 l (15 x 30 cm) con suelo

del humedal y perforadas en el fondo, en las cuales un mes antes del experimento se sembró una planta de cada especie. En cada uno de los 12 tanques de fibra de vidrio de 1.3 m largo, 1 m ancho y 0.6 m de profundidad se vertieron 468 l de agua con el nivel de salinidad correspondiente. Cuatro tanques fueron asignados para cada nivel de salinidad. Dentro de cada tanque se asignaron los cuatro niveles de profundidad. Para lograr los cuatro niveles de inundación las plantas se colocaron sobre pedestales de PVC de cuatro alturas. En cada tanque se colocaron 36 plantas, nueve de cada especie. La asignación de las unidades experimentales fue totalmente aleatoria. Debido a la imposibilidad de incluir más de cuatro especies en los 12 tanques, el experimento se realizó de manera seriada, experimentado con un juego de cuatro especies a la vez.

Los valores de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  se obtuvieron ajustando curvas de respuesta de la asimilación fotosintética (A) a la concentración intercelular de  $CO_2$  en la hoja (curvas A-Ci). La baja supervivencia y crecimiento en los tratamientos de salinidad alta  $\times$  inundación alta imposibilitó la obtención de curvas A-Ci con ajuste adecuado. A la fecha de este trabajo se analizaron 132 curvas A-Ci de cuatro especies arbóreas y cinco especies herbáceas. Para obtener las curvas A-Ci se utilizó un analizador de gases en infra-rojo acoplado a una cámara de hojas con fuentes de luz y  $CO_2$  (LI-6400, Li-Cor, Nebraska, USA). Las curvas A-Ci se obtuvieron variando la concentración de dióxido de carbono en el aire: 400, 300, 200, 100, 50, 400, 500, 800, 1000, 1200, 2000 ppm. Durante las mediciones la temperatura (entre 28 y 30 °C) y cantidad de luz a saturación de la fotosíntesis (entre 1000-1500  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$ ) se mantuvieron constantes. Un programa basado en mínimos cuadrados desarrollado para R (R Development Core Team) fue utilizado para estimar los valores  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  (Domingues *et al.*, 2010). Para facilitar la comparación con otros trabajos, los valores de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  fueron escalados a 25 °C, de acuerdo a Bernacchi *et al.*, (2003). Los valores de  $A_{max}$  y  $J_{max}$  fueron convertidos a logaritmo natural para cumplir con los supuestos de normalidad de los modelos paramétricos. La relación funcional entre  $J_{max}$  y  $V_{cmax}$  se ajustó al modelo logarítmico 1.

$$\ln J_{max} = a + b \ln V_{cmax} \quad (1)$$

donde,  $b$  es la pendiente de la relación y  $a$  es el intercepto.

## Resultados

Los valores promedio de  $V_{cmax}$  oscilaron entre 37.1  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  y 67.1  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  en el tipo funcional de las herbáceas y entre 41  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  y 59.7  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  en el tipo funcional de las arbóreas; mientras que los valores de  $J_{max}$  variaron entre 65.1  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  y 106.6  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  en las herbáceas y entre 58  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  y 98.9  $\mu mol m^{-2} s^{-1}$  en las arbóreas (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Variación en la tasa máxima de carboxilación por la enzima Rubisco ( $V_{cmax}$ ) ( $\mu mol m^{-2} s^{-1}$ ) y la tasa máxima de transporte de electrones ( $J_{max}$ ) ( $\mu mol m^{-2} s^{-1}$ ) de los tipos funcionales herbáceas (cinco especies) y arbóreas (cuatro especies) de los humedales costeros veracruzanos. Se muestran los valores promedio, error estándar (E.E.) y número de curvas A-Ci (n) por tratamiento. Los valores de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  se obtuvieron de cinco especies herbáceas y cuatro especies arbóreas y fueron escalados a una temperatura de referencia de 25 °C.

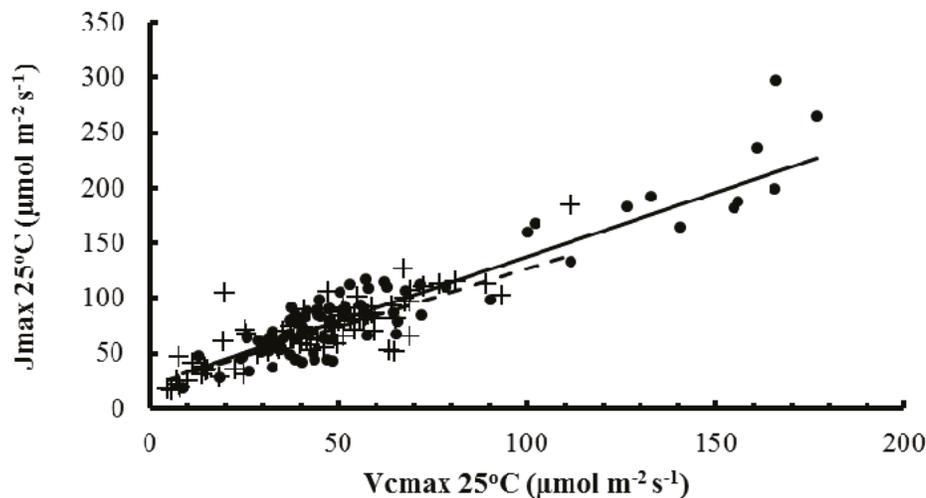
Salinidad	Inundación	$V_{cmax}$	E.E.	$J_{max}$	E.E.	n
Herbáceas (cinco especies)						
Dulce	Sin inundación	64.1	11.3	95.6	16.7	17
Dulce	Baja	57.2	6.6	85.5	8.5	18
Dulce	Media	56.7	8.1	89.9	9.3	18
Baja	Sin inundación	56.4	15.5	95.8	22.7	9
Baja	Baja	67.1	14.3	106.6	17.6	12
Baja	Media	37.1	6.8	65.1	14.9	7
Todos los tratamientos		58.1	4.3	91.1	5.8	81

Continuación Cuadro 1...

Salinidad	Inundación	Vcmax	E.E.	Jmax	E.E.	n
Árbóreas (cuatro especies)						
Dulce	Sin inundación	47.7	5.1	72.6	5.1	16
Dulce	Baja	39.2	3.5	64.3	3.4	14
Dulce	Media	39.4	5.7	58.0	7.8	15
Baja	Sin inundación	49.4	5.0	79.7	6.9	16
Baja	Baja	41.0	6.3	66.6	7.4	17
Baja	Media	59.7	19.6	98.9	30.7	4
Todos los tratamientos		44.3	2.4	69.9	3.2	82

En general, los valores de Vcmax y Jmax disminuyeron con el incremento en la intensidad de la inundación y la salinidad, tanto para el tipo funcional herbáceo como arbóreo. Los valores promedio más bajos de Vcmax y Jmax se presentaron en el tratamiento de inundación baja en el tipo funcional arbóreo, mientras que en el tipo funcional herbáceo los valores más bajos se presentaron en el tratamiento de inundación media. En ambos tipos funcionales los valores promedio más altos de Vcmax y Jmax se observaron en el tratamiento de salinidad baja. Sin embargo, los análisis de varianza solamente mostraron diferencias significativas debidas al tipo funcional. El valor promedio de Jmax del tipo funcional herbáceo fue significativamente menor ( $p= 0.0423$ ) en comparación con el de tipo arbóreo. El valor de Vcmax en ambos tipos funcionales mostró la misma tendencia que Jmax, pero la diferencia no fue estadísticamente significativa ( $p= 0.060$ ).

Los valores de Vcmax y Jmax estuvieron fuerte y significativamente relacionados ( $p < 0.0001$ ), pero la relación dependió del tipo funcional de plantas (Herbáceas *versus* Arbóreas,  $F_{cov} = 9.42$ ;  $p = 0.002$ ) (Figura 1).



**Figura 1.** Relación funcional entre tasa máxima de carboxilación por la enzima Rubisco (Vcmax) y la tasa máxima de transporte de electrones (Jmax) de los tipos funcionales herbáceas (círculo) y arbóreas (cruz) de los humedales costeros veracruzanos. La línea continua muestra los valores esperados de Jmax del tipo herbáceas por el modelo  $\text{Ln}J_{\text{max}} = 1.310297 + 0.789871 \times \text{Ln}V_{\text{cmax}}$ ,  $R^2 = 0.78$ ,  $p < 0.00001$ ,  $n = 81$ . La línea discontinua muestra los valores esperados de Jmax del tipo arbóreas por el modelo  $\text{Ln}J_{\text{max}} = 1.959957 + 0.606563 \times \text{Ln}V_{\text{cmax}}$ ,  $R^2 = 0.77$ ,  $p < 0.00001$ ,  $n = 82$ . Los valores de Amax y Jmax se calcularon de 132 curvas A-Ci de cinco especies herbáceas y cuatro especies arbóreas y fueron escalados a una temperatura de referencia de 25°C.

## Discusión

Valores de capacidad fotosintética han sido estimados para zonas templadas y tropicales (Domingues *et al.*, 2007 y 2010; Kattge *et al.*, 2009; Wullschleger, 1993). El rango de valores de  $V_{cmax}$  referenciados a 25 °C aquí reportados para el tipo arbóreo de los humedales costeros (39.2-59.7  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) es mayor al de los árboles tropicales (29.0  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) reportado por Kattge *et al.*, (2009), para la misma temperatura de referencia, pero es menor al valor registrado (81.0  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) para los árboles tropicales del dosel superior para una temperatura de 30 °C por Domingues *et al.*, (2007). El rango de valores de  $V_{cmax}$  referenciados a 25 °C aquí reportados para el tipo herbáceo de los humedales costeros (37.1-67.1  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) es inferior al de especies herbáceas (78.2  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) y de cultivo (100.7  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) reportado por Kattge *et al.*, (2009), para la misma temperatura de referencia, pero es mayor al valor registrado (34.4  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) para una especie de pasto tropical para una temperatura de 30 °C por Domingues *et al.*, (2007). Por otro lado, el rango de valores de  $J_{max}$  referenciados a 25 °C aquí reportados para el tipo arbóreo (58-98.9  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) de los humedales costeros es similar al valor registrado (87.5  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) para los árboles tropicales del dosel superior, pero menor al valor estandarizado para una temperatura de 30 °C de una especie de pasto tropical (158.5  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) (Domingues *et al.*, 2007).

El incremento en la salinidad redujo la  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  en una especie de pasto  $C_3$  nativo (*Phragmites australis*), pero no tuvo efecto en una especie de pasto  $C_4$  introducida (*Spartina alterniflora*) de un humedal costero en China (Ge *et al.*, 2014). En el presente trabajo los tipos funcionales herbáceo y arbóreo no fueron significativamente afectados por la salinidad. Sin embargo, es posible que las diferencias en la tolerancia a la salinidad de las especies dentro de cada tipo funcional hayan oscurecido las diferencias entre los tipos funcionales (datos no mostrados).

El cierre estomático es una respuesta común a la deficiencia de oxígeno ocasionada por la inundación debido a la reducción en la conductividad hidráulica, así como por limitaciones no estomáticas o bioquímicas en la captura de  $\text{CO}_2$  o fotodaño por exceso de luz (Gimeno *et al.*, 2012).

Aunque en este estudio no fueron detectadas diferencias significativas en la capacidad fotosintética por la inundación, la tendencia en la disminución en los valores de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  indican que un efecto negativo pudo haber ocurrido en ambos parámetros, por lo que es necesario analizar la respuesta individual de las especies dentro de cada tipo funcional.

El supuesto de que los parámetros  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  están relacionados para optimizar la asignación de recursos a la fotosíntesis fue apoyada en este trabajo. La relación lineal positiva y estrecha observada entre  $J_{max}$  y  $V_{cmax}$  en los dos tipos funcionales del humedal costero es similar a la observada para otras plantas templadas y tropicales por otros autores (Walker *et al.*, 2014). El valor de la ordenada (error estándar) y la pendiente (error estándar) de la regresión lineal de  $J_{max}$  en  $V_{cmax}$  con los valores transformados a logaritmo natural fue  $a = 1.696618$  (0.109115) y  $b = 0.685565$  (0.028704) para el conjunto de las nueve especies analizadas en este trabajo, mientras que los valores de esos parámetros fueron  $a = 1.425$  (0.128) y  $b = 0.837$  (0.031) para 110 especies de pastos, de cultivo y de árboles templados (Wullschleger, 1993) y fueron  $a = 1.010$  (0.097) y  $b = 0.890$  (0.021) para 301 especies distribuidas globalmente (Walker *et al.*, 2014). Los tres modelos de regresión inmediatamente arriba mencionados fueron significativos ( $p < 0.001$ ).

## Conclusiones

El estudio muestra que: a) existe una fuerte relación entre  $J_{max}$  y  $V_{cmax}$  en las especies pertenecientes a dos tipos funcionales de un humedal costero, b)  $J_{max}$  podría estimarse como una función lineal de  $V_{cmax}$  en los modelos terrestres de flujo de carbono y c) la frecuente asignación de un valor fijo a ambos parámetros no debe ser aplicada a los tipos funcionales de los humedales costeros.



La incorporación de la variación de  $V_{cmax}$  y  $J_{max}$  por el efecto de la inundación y la salinidad contribuiría a afinar las predicciones del flujo de carbono por el impacto del cambio global en los humedales costeros.

## Agradecimientos

A María Antonia Camacho, Karolina Riaño, Marco González y Héctor Barradas. Proyecto CONACYT-SEMARNAT 107754 “Impacto del cambio climático en los ecosistemas de humedales costeros de la cuenca del Papaloapan”.

## Bibliografía

- Bernacchi C., C. Pimentel, S. Long. 2003. In vivo temperature response functions of parameters required to model RuBP-limited photosynthesis. *Plant, Cell and Environment* 269:1419-1430.
- Bonan G. B., P. J. Lawrence, K. W. Oleson, S. Levis, M. Jung, M. Reichstein, D. M. Lawrence, S. C. Swenson. 2011. Improving canopy processes in the Community Land Model version 4 CLM4 using global flux fields empirically inferred from FLUXNET data. *Journal of Geophysical Research* 116:22 pp.
- Domingues T. F., L. A. Martinelli, J. R. Ehleringer. 2007. Ecophysiological traits of plant functional groups in forest and pasture ecosystems from eastern Amazonia, Brazil. *Plant Ecology* 193:101-112.
- Domingues T. F., P. Meir, T. R. Feldpausch, G. Saiz, E. M. Veenendaal, F. Schrodte, M. Bird, G. Djagbletey, F. Hien, H. Compaore. 2010. Co-limitation of photosynthetic capacity by nitrogen and phosphorus in West Africa woodlands. *Plant, Cell and Environment* 336:959-980.
- Farquhar G. D., S. V. Caemmerer, J. A. Berry. 1980. A biochemical model of photosynthetic  $CO_2$  assimilation in leaves for  $C_3$  species. *Planta* 149:78-90.
- Ge Z. M., L. Q. Zhang, L. Yuan, C. Zhang. 2014. Effects of salinity on temperature-dependent photosynthetic parameters of a native  $C_3$  and non-native  $C_4$  marsh grass in the Yangtze Estuary, China. *Photosynthetica* 52:484-492.
- Gimeno V., J. P. Syvertsen, I. Simón, M. Nieves, L. Díaz-López, V. Martínez, F. García-Sánchez. 2012. Physiological and morphological responses to flooding with fresh or saline water in *Jatropha curcas*. *Environmental and Experimental Botany* 78:47-55.
- Kattge J., W. Knorr, T. Raddatz, C. Wright. 2009. Quantifying photosynthetic capacity and its relationship to leaf nitrogen content for global-scale terrestrial biosphere models. *Global Change Biology* 154:976-991.
- Rogers A. 2014. The use and misuse of  $V_{cmax}$  in Earth System Models. *Photosynthesis Research* 119:15-29.
- Saha A. K., S. Saha, J. Sadle, J. Jiang, M. Ross, R. Price, L. Sternberg, K. Wendelberg. 2011. Sea level rise and South Florida coastal forests. *Climatic Change* 107:81-108.
- Schlesinger W. H. 2009. Biogeoquímica. Un análisis de cambio global. Ariel Ciencia. 592 pp.
- Walker A. P., A. P. Beckerman, L. Gu, J. Kattge, L. A. Cernusak, T. F. Domingues, J. C. Scales, G. Wohlfahrt, S. D. Wullschlegel, F. I. Woodward. 2014. The relationship of leaf photosynthetic traits – $V_{cmax}$  and  $J_{max}$ – to leaf nitrogen, leaf phosphorus, and specific leaf area: a meta-analysis and modeling study. *Ecology and Evolution* 416:3218-3235.
- Wullschlegel S. D. 1993. Biochemical limitations to carbon assimilation in  $C_3$  plants—a retrospective analysis of the A/Ci curves from 109 species. *Journal of Experimental Botany* 445:907-920.

## 2.12 Flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el océano en el Pacífico tropical mexicano

Sosa-Ávalos Ramón<sup>1</sup>; Chávez Francisco<sup>2</sup>; Gaxiola-Castro Gilberto<sup>3</sup> y Silva-Iñiguez Lidia

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, CP 28860, Manzanillo, México. Autor para correspondencia: [rsosa@uacol.mx](mailto:rsosa@uacol.mx)

<sup>2</sup>Monterey Bay Aquarium Research Institute, 7700 Sandholdt Rd. Moss Landing, CA 95039, USA.

<sup>3</sup>Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

### Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar la variación temporal de los flujos de carbono y de la  $p\text{CO}_2$  entre la atmósfera y el océano, así como la temperatura superficial en la región tropical del Pacífico mexicano entre marzo y julio de 2011. Un sistema de monitoreo costero fue anclado frente a Manzanillo, Colima para medir la  $p\text{CO}_2$  del aire y de la superficie del mar, así como la temperatura del agua, cada tres horas. La temperatura promedio fue de 27 °C, las más bajas se presentaron en marzo y abril y las más altas en junio y julio. La  $p\text{CO}_2$  del mar fue menor en marzo con 393  $\mu\text{atm}$  y aumentó en junio hasta 412  $\mu\text{atm}$ , mientras que la  $p\text{CO}_2$  del aire tuvo un comportamiento inverso, valores bajos en junio (396  $\mu\text{atm}$ ) y altos en marzo y julio (~400  $\mu\text{atm}$ ). El  $\text{FCO}_2$  promedio fue de -0.22  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , con una variación de -43.04 a 68.76  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  durante el periodo de estudio. Se estimaron  $\text{FCO}_2$  promedio en marzo y abril de -3.1 y -3.2  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente, indicando que el mar actuó como sumidero de CO<sub>2</sub>, mientras que en junio el valor fue de 4.5  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  comportándose el océano como fuente de CO<sub>2</sub>. La  $p\text{CO}_2$  del aire y el mar, así como el  $\text{FCO}_2$  mostraron variabilidad temporal en el periodo de estudio. Se observaron eventos de surgencias costeras de corto periodo (1-5 d de duración) que permitieron que el océano funcionara como fuente de CO<sub>2</sub>.

**Palabras clave:**  $\text{FCO}_2$ ,  $p\text{CO}_2$  del aire y mar, surgencias, Pacífico tropical.

### Abstract

The aim of this study was to estimate the temporal variation of the air-sea carbon flux and  $p\text{CO}_2$ , as well as the surface temperature in the tropical region of the Mexican Pacific Ocean between March and July 2011. A coastal monitoring system was anchored off Manzanillo, Colima to measure each three hours the air-sea surface  $p\text{CO}_2$  and the water temperature. The average temperature was 27 °C, the lowest occurred in March and April, and the highest in June and July. The sea  $p\text{CO}_2$  was lower in March with 393  $\mu\text{atm}$  and increased in June to 412  $\mu\text{atm}$ , while air  $p\text{CO}_2$  had an inverse behavior, low values in June (396  $\mu\text{atm}$ ) and high in March and July (~400  $\mu\text{atm}$ ). The  $\text{FCO}_2$  average was -0.22  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , ranging from -43.04 to 68.76  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  during the study.  $\text{FCO}_2$  average were estimated in March and April of -3.1 and -3.2  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectively, indicating that the ocean act as a sink for CO<sub>2</sub>, while in June the value was 4.5  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  behaving the ocean as a source of CO<sub>2</sub>. Air-sea  $p\text{CO}_2$  and  $\text{FCO}_2$  showed temporal variability. Coastal upwelling events short period (1-5 d) were observed which allowed the ocean work as a source of CO<sub>2</sub>.

**Key words:** Air-sea  $\text{FCO}_2$  and  $p\text{CO}_2$ , upwelling tropical Pacific.

## Introducción

El océano costero contiene algunas de las áreas más productivas biológicamente de los océanos mundiales (Gruber, 2015). Estas regiones costeras soportan gran parte de los recursos marinos capturados por el hombre (Pauly y Christensen, 1995), a pesar de que cubren solo una estrecha franja del área superficial total de los océanos. Se esperaría que estas regiones actuarán como fuertes sumideros de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) antropogénico debido a sus altas tasas de fijación carbono fotosintético (Gruber, 2015).

El ciclo del carbono de los mares de la plataforma continental han sido fuertemente perturbados por actividades antropogénicas desde el inicio de la revolución industrial (Bauer *et al.*, 2013; Regnier *et al.*, 2013). Asimismo, se han observado cambios en el ciclo del carbono como resultado del incremento en las cantidades de carbono orgánico e inorgánico transportados por los ríos (Meybeck, 1982) y por el efecto de la marea en humedales (Cai, 2011), así como por las alteraciones en la intensidad del intercambio de  $\text{CO}_2$  en la interfase aire-agua de los océanos costeros (Mackenzie *et al.*, 2012).

Actualmente los estudios que se han realizado para estimar el intercambio de  $\text{CO}_2$  entre la atmósfera y los océanos costeros es muy incierto (50-100%) (Bauer *et al.*, 2013). Los pocos estudios disponibles reportan áreas de intenso intercambio de  $\text{CO}_2$  en la interfase aire-agua, las cuáles actúan en ambos sentidos; como fuentes (Cai *et al.*, 2003; Friederich *et al.*, 2002; Shadwick *et al.*, 2011) o sumideros (Borges *et al.*, 2006; Degrandpré *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004) con respecto a la atmósfera. Es importante conocer como el suministro de carbon que proviene de la tierra está alterando el balance sumidero-fuente de los sistemas costeros (Regnier *et al.*, 2013), y como otras perturbaciones, tales como la acidificación del océano, disminución de oxígeno en el agua y el incremento en el transporte de nutrientes se manifestarán en el ciclo del carbono costero y como alterarán la fijación de  $\text{CO}_2$  atmosférico por parte de estos ecosistemas (Gruber, 2015).

En la década pasada diversos estudios estimaron la asimilación de  $\text{CO}_2$  atmosférico por parte de los océanos costeros entre 0.18 y 0.45  $\text{Pg C y}^{-1}$ . Sin embargo, Laruelle *et al.*, (2014) estimaron que los océanos costeros actúan como débiles sumideros de  $\text{CO}_2$  atmosférico, fijando en promedio -0.19  $\text{Pg C y}^{-1}$ . Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Wanninkhof *et al.*, (2013) quienes estimaron fijación de  $\text{CO}_2$  atmosférico por parte de los océanos costeros de -0.18  $\text{Pg C y}^{-1}$ . El objetivo del presente trabajo fue estimar la variación temporal de los flujos de carbono y de la  $p\text{CO}_2$  entre la atmósfera y el océano, así como la temperatura superficial en la región tropical del Pacífico mexicano entre marzo y julio de 2011.

## 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' Norte, y 104°18' a 104°25' Oeste (Figura 1) y estuvo funcionando hasta julio del mismo año. La temperatura superficial del mar, la presión parcial del mar y del aire fueron medidos cada 3 h y fueron enviados en tiempo real a través de un sistema satelital y procesados de manera inmediata.

El sistema de monitoreo cuenta con un analizador de gas infrarrojo (IRGA, por sus siglas en inglés) que mide el  $\text{CO}_2$  gaseoso liberado del agua de mar (agua superficial) por medio de un burbujeo en un tubo equilibrador. El gas es succionado al sistema directamente del equilibrador que obtiene el gas desde la superficie del mar. Un IRGA mide en un gas determinando la absorción de la luz infrarroja emitida por una fuente que pasa a través de una muestra de aire con la concentración de  $\text{CO}_2$  que hay en la superficie del mar.



**Figura 1.** Localización del sitio de anclaje del sistema de monitoreo costero en las bahías de Manzanillo.

La muestra del aire (usado como un estándar) es inyectada al sistema por medio de un sensor LiCor a través del “air-block” donde pasa por unos filtros para secar el aire. La muestra del aire en equilibrio con la superficie del mar (muestra de  $\text{CO}_2$  del mar) pasa por el air-block para secarla. El sistema de monitoreo costero es programado por medio de una computadora antes de anclarlo en el mar para que funcione por cinco minutos (fase de encendido y apagado cada 3 h). Los primeros cuatro minutos de cada ciclo permite que el IRGA se estabilice con la bomba funcionando, durante el quinto minuto la bomba se apaga y se realiza la lectura (el IRGA se enciende). Las medidas tomadas con la bomba encendida son utilizadas para el control de calidad de los datos.

#### *Cálculo de los flujos de $\text{CO}_2$*

El flujo de  $\text{CO}_2$  ( $\text{FCO}_2$ ;  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) a través de la interface atmósfera-océano fue calculado por la ecuación 1.

$$\text{FCO}_2 = K\alpha(\Delta p\text{CO}_2) \quad (1)$$

donde,  $k$  es el coeficiente de la velocidad de transferencia del  $\text{CO}_2$ ,  $\alpha$  es el coeficiente de solubilidad del  $\text{CO}_2$  en agua de mar y  $\Delta p\text{CO}_2$  fue estimada con la ecuación 2, como la diferencia entre las presiones parciales del  $\text{CO}_2$  en la superficie del mar y de la atmósfera.

$$\Delta p\text{CO}_2 = p\text{CO}_{2(\text{mar})} - p\text{CO}_{2(\text{atm})} \quad (2)$$

Wanninkhof (1992), calculó con la ecuación 3 la relación entre el viento y la velocidad de transferencia del gas para mediciones instantáneas de viento a partir de datos de anemómetros de barcos o dispersómetros (imágenes de satélite).

$$k = 0.31u^2 \left( \frac{Sc}{660} \right)^{-0.5} \quad (3)$$

donde,  $k$  está en  $\text{cm h}^{-1}$ ,  $0.31$  es el factor de escalamiento de la transferencia del gas ( $\Gamma$ ),  $u$  es la velocidad del viento a 10 m ( $\text{m s}^{-1}$ ) y  $Sc$  es el número de Schmidt (adimensional), el cual es la relación de la viscosidad molecular para el agua de mar sobre la difusividad molecular de un gas específico en

el agua de mar, y es fuertemente dependiente de la temperatura superficial del mar, para el CO<sub>2</sub> (ecuación 4).

$$S_c = 2073.1 - 125.62t + 3.6276t^2 - 0.043219t^3 \quad (4)$$

La velocidad del viento promedio diario fue obtenida del sensor remoto OSCAT con una resolución de 12 km, mientras que el coeficiente de solubilidad del CO<sub>2</sub> (mol l<sup>-1</sup> atm<sup>-1</sup>) en agua de mar ( $\alpha$ ) fue calculado a partir de la expresión 5 de Weiss (1974).

$$\alpha = \exp\left(\frac{9345.17}{T} - 60.2409 + 23.3585 \ln\frac{T}{100} + S\left[0.023517 - 0.00023656T + 0.0047036\left(\frac{T}{100}\right)^2\right]\right) \quad (5)$$

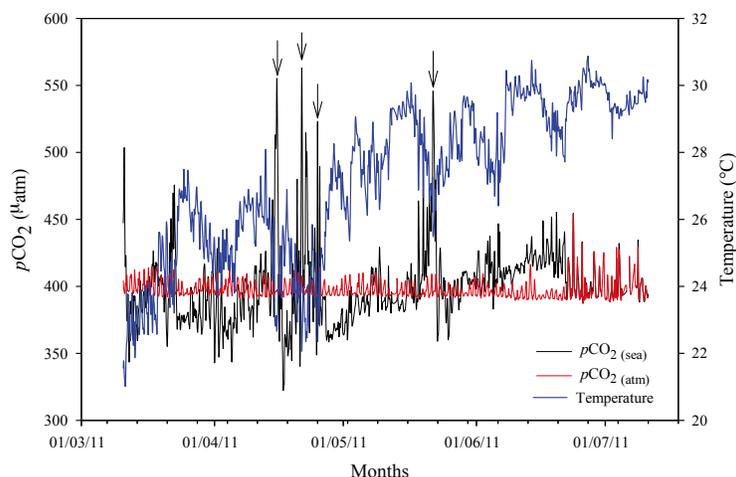
donde,  $T$  es la temperatura superficial del mar (°K) y  $S$  es la salinidad.

## Resultados y discusión

El promedio de la temperatura superficial del mar varió de 24.6 °C en marzo a 29.5 °C en julio, el incremento de temperatura entre primavera y verano fue de ~5 °C. Se observó una clara variación estacional con valores bajos en primavera y altos en verano, en marzo, abril y mayo se detectaron cortos eventos de surgencia costera de 1-5 d de duración aflorando agua con baja temperatura (Figura 2).

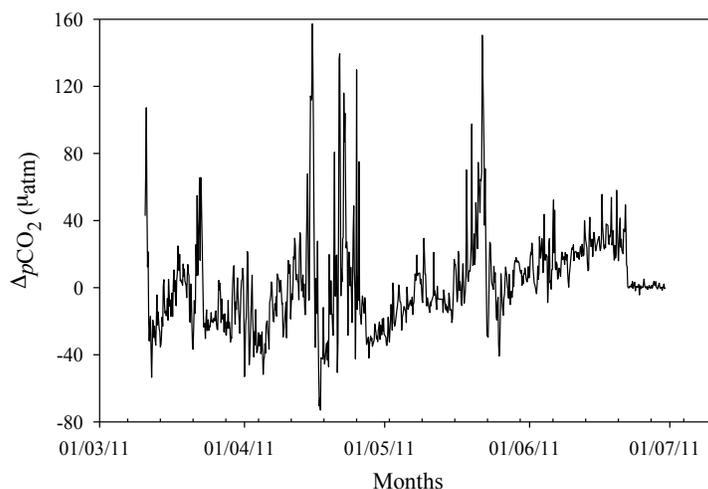
Esta variación temporal es el resultado de la circulación a gran escala donde la Corriente de California transporta agua fría durante los meses de invierno y primavera a la zona, y la Corriente Costera Mexicana (CCM) transporta agua cálida durante junio a noviembre ocasionando un desplazamiento hacia el Norte de Cabo Corrientes. Sosa-Ávalos *et al.*, (2015) observaron un comportamiento similar en las bahías de Manzanillo, con temperaturas menores en marzo y altas en septiembre. La región noreste del océano Pacífico tropical (12° Norte y 23° Norte) es una zona de transición tropical-subtropical influenciada significativamente por procesos oceanográficos advectivos de gran escala, los cuales son afectados por agua de la Corriente de California y por agua Subsuperficial Subtropical (Godínez *et al.*, 2010; Kurczyn *et al.*, 2012). Además, esta región presenta un sistema de circulación compleja, que se muestra por los remolinos de mesoescala modelados así como procesos dinámicos observados a escalas interanuales y estacionales (Godínez *et al.*, 2010; Zamudio *et al.*, 2007).

El promedio mensual de la  $p\text{CO}_2$  de la atmósfera fue de 396.2  $\mu\text{atm}$  en junio y 399.6  $\mu\text{atm}$  en marzo y julio, mientras que la  $p\text{CO}_2$  de la superficie del mar mostró una variación mensual de 392.7  $\mu\text{atm}$  en marzo a 412.2  $\mu\text{atm}$  en junio, el promedio de todo el periodo de estudio de la  $p\text{CO}_2$  de la atmósfera y del mar fue de 398 y 399.8  $\mu\text{atm}$ , respectivamente (Figura 2). Entre marzo y abril se lograron identificar eventos de surgencia costera que transportaron agua con menor temperatura y mayor  $p\text{CO}_2$  del agua, con valores por arriba de 550  $\mu\text{atm}$ , estos eventos son de corto periodo que van desde 1 a 5 d de duración. Sin embargo, en mayo se presentan pulsos de  $p\text{CO}_2$  del agua que son el resultado de advección de agua rica en CO<sub>2</sub> con temperaturas entre 26 y 28 °C (Figura 2).



**Figura 2.** Variación temporal de la temperatura superficial del mar y de la presión parcial del CO<sub>2</sub> en la superficie del mar y en la atmósfera en las Bahías de Manzanillo.

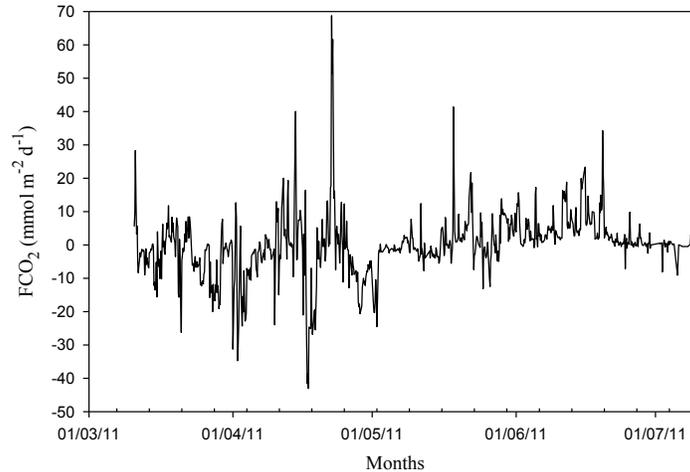
La  $\Delta p\text{CO}_2$  presentó promedios mensuales de  $-6.8 \mu\text{atm}$  en marzo a  $15.9 \mu\text{atm}$  en junio, aun cuando se presentaron surgencias costeras en marzo y abril, los promedios mensuales fueron negativos. Los valores positivos se deben a las surgencias que se presentaron durante estos meses, posiblemente la  $\Delta p\text{CO}_2$  de mayo y junio son el resultado de procesos biológicos como degradación de la materia orgánica, remineralización y respiración, y de procesos físicos como advección de agua que transporta agua con alto contenido de CO<sub>2</sub> (Figura 3). Sámano-Rodríguez (2013), estimó en las Bahías de Manzanillo, México, una  $\Delta p\text{CO}_2$  promedio de  $-46 \mu\text{atm}$  durante un año de estudio, con valores positivos entre 84 y  $145 \mu\text{atm}$  en abril y diciembre, y valores negativos de  $-2$  a  $-153 \mu\text{atm}$  en febrero y noviembre, se observó en general que las bahías actuaron como sumidero de CO<sub>2</sub>.



**Figura 3.** Variación temporal de la  $\Delta p\text{CO}_2$  en las bahías de Manzanillo.

El  $\text{FCO}_2$  promedio fue de  $-0.22 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , con una variación de  $-43.04$  a  $68.76 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  durante el periodo de estudio. Se estimaron  $\text{FCO}_2$  promedio en marzo y abril de  $-3.1$  y  $-3.2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, indicando que el mar actuó como sumidero de CO<sub>2</sub>, debido probablemente a la fijación de este gas por la fotosíntesis del fitoplancton, mientras que en junio el valor fue de  $4.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  comportándose el océano como fuente de CO<sub>2</sub>, lo cual podría ser como consecuencia de la

descomposición de la materia orgánica, remineralización y respiración. En general los flujos positivos estimados en marzo y abril fueron como resultado de la presencia de surgencias costeras, en mayo los pulsos positivos posiblemente se deben a la advección de agua vieja con alto contenido de CO<sub>2</sub>, y los flujos positivos de junio estuvieron relacionados con el incremento de temperatura que facilita el escape de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Figura 4).



**Figura 4.** Variabilidad temporal del flujo de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el océano en las bahías de Manzanillo.

Franco *et al.*, (2014) estimaron en la región del Pacífico tropical  $\Delta p\text{CO}_2$  y  $\text{FCO}_2$  en noviembre de 2009, de -7 a 30  $\mu\text{atm}$  y -0.4 a 2.5  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente actuando el ecosistema como un débil fuente de carbono. Mientras que en agosto de 2010, los valores de  $\Delta p\text{CO}_2$  y  $\text{FCO}_2$  fueron de -80 a 70  $\mu\text{atm}$  y de -4.4 a 3.3  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente, el Norte del área de estudio fue fuente y al Sur se comportó como sumidero de CO<sub>2</sub>. Esto se debe a la asimilación del fitoplancton y la advección de agua en la superficie, permite la pérdida de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera, así como la presencia de giros ciclónicos y anticiclónicos. Estos autores encontraron que la advección de agua juega un papel muy importante para definir si una región es una fuente o sumidero de carbono.

Sánchez-Nava (2015) estimó los flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el mar en las Bahías de Manzanillo y Santiago, las cuales actuaron como fuente de carbono hacia la atmósfera en abril (1.4  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) como resultado de un evento de surgencia costera que transportó agua rica en CO<sub>2</sub>. En julio las bahías se comportaron como sumidero de carbono captando -10.3  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , debido al efecto del paso de eventos hidrometeorológicos que permitieron inyectar CO<sub>2</sub> al agua aun cuando la temperatura fue alta (29.6 °C).

## Conclusiones

La temperatura mostró variación estacional con valores menores en primavera y altos en verano, asociados a la circulación de gran escala (CC y CCM). La  $p\text{CO}_2$  del agua presentó en promedio valores bajos en marzo y abril y altos en junio, este mismo comportamiento siguió la  $\Delta p\text{CO}_2$ , con valores negativos y positivos, respectivamente, como resultado de procesos físicos y biológicos.

Aun cuando se detectaron surgencias costeras en marzo y abril que ocasionaron que la  $\Delta p\text{CO}_2$  fuera positiva. El flujo promedio de todo el estudio indicó que la región tropical del Pacífico mexicano actúa como un débil sumidero de CO<sub>2</sub> y que los mayores  $\text{FCO}_2$  hacia la atmósfera estimados en abril, estuvieron asociados a surgencias costeras. Mientras que el flujo hacia la atmósfera en mayo es como resultado de advección de agua respirada y remineralizada rica en CO<sub>2</sub>. Los  $\text{FCO}_2$  negativos se deben

a la fijación de carbono inorgánico disuelto para la fotosíntesis del fitoplancton que se estimaron después de la relajación de las surgencias costeras.

## Bibliografía

- Bauer J. E., W. J. Cai, P. A. Raymond, T. S. Bianchi, C. S. Hopkinson, P. A. G. Regnier. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature* 504:61-70.
- Borges A. V., L. S. Schiettecatte, G. Abril, B. Delille, F. Gazeau. 2006. Carbon dioxide in European coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70:375-387.
- Cai W. J. 2011. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO<sub>2</sub> sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annual Review of Marine Science* 3:123-145.
- Cai W. J., Z. A. Wang, Y. Wang. 2003. The role of marsh-dominated heterotrophic continental in transport of CO<sub>2</sub> between the atmosphere, the land-sea interface and the ocean. *Geophysical Research Letters* 30:4 pp.
- Degrandpré M. D., G. J. Olbu, M. Beatty, T. R. Hammar. 2002. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes on the US Middle Atlantic Bight. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49:4355-4367.
- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, R. Sosa-Avalos. 2014. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119: 2923-2937.
- Friederich G. E., P. M. Walz, M. G. Burczynski, F. P. Chavez. 2002. Inorganic carbon in the central California upwelling system during the 1997-1999 El Niño-La Niña event. *Progress in Oceanography* 54:185-203.
- Godínez V. M., E. Beier, M. F. Lavín, A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observation. *Journal of Geophysical Research* 115:C04007.
- Gruber N. 2015. Carbon at the coastal interface. *Nature* 517:148-149.
- Kurczyn J. A., E. Beier, M. F. Lavín, A. Chaigneau. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *Journal of Geophysical Research* 117:C10021.
- Laruelle G. G., R. Lauerwald, B. Pfeil, P. Regnier. 2014. Regionalized global budget of the CO<sub>2</sub> exchange at the air-water interface in continental shelf seas. *Global Biogeochemical Cycles* 28:1199-1214.
- Mackenzie F. T., E. H. de Carlo, A. Lerman. 2012. Coupled C, N, P and O biogeochemical cycling at the land-ocean interface. *In: Middelburg, J. J., R. Laane. Treatise on Estuarine and Coastal Science. Academic Press. 1<sup>st</sup> edition. 4590 pp.*
- Meybeck M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282:401-450.
- Pauly D., V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374:255-257.
- Regnier P. A. G., P. Friedlingstein, P. Ciais, T. Mackenzie, N. Gruber, I. A. Janssens, G. G. Laruelle, R. Lauerwald, S. Luysaert, A. J. Andersson, S. Arndt, C. Arnosti, A. V. Borges, A. W. Dale, A. Gallego-Sala, Y. Goddérís, N. Goossens, J. Hartmann, C. Heinze, T. Ilyina, F. Joos, D. E. LaRowe, J. Leifeld, F. J. R. Meysman, G. Munhoven, P. A. Raymond, R. Spahni, P. Suntharalingam, M. Thullner. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience* 6:597-607.
- Sámamo-Rodríguez C. A. 2013. Sistema del dióxido de carbono en aguas de las Bahías de Manzanillo, Colima durante un ciclo anual. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 83 pp.
- Sánchez-Nava R. 2015. Flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y las aguas costeras de las Bahías de Manzanillo y Santiago. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 41 pp.
- Shadwick E. H., H. Thomas, K. Azetsu-Scott, B. J. W. Greenan, E. Head, E. Horne. 2011. Seasonal variability of dissolved inorganic carbon and surface water pCO<sub>2</sub> in the Scotian Shelf region of the Northwestern Atlantic. *Marine Chemistry* 124:23-37.
- Sosa-Ávalos R., E. Millán-Núñez, S. I. Quijano Scheggia, J. R. Lara-Lara, L. Silva-Iñiguez. 2015. Variabilidad del coeficiente de absorción por fitoplancton con influencia de marea roja en las Bahías de Manzanillo y Santiago, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* (aceptado).
- Thomas H., Y. Bozec, K. Elkalay, H. J. W. de Baar. 2004. Enhanced open ocean storage of CO<sub>2</sub> from shelf sea pumping. *Science* 304:1005-1008.
- Wanninkhof R. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research* 97:7373-7382.
- Wanninkhof R., G. H. Park, T. Takahashi, C. Sweeney, R. Feely, Y. Nojiri, N. Gruber, S. C. Doney, G. A. McKinley, A. Lenton, C. Le Quéré, C. Heinze, J. Schwinger, H. Graven, S. Khatiwala. 2013. Global ocean carbon uptake: Magnitude, variability and trends. *Biogeosciences* 10:1983-2000.
- Weiss R. F. 1974. CO<sub>2</sub> in water and seawater: The solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2:203-215.
- Zamudio L., H. E., Hurlburt, E. J., Metzger, C. E., Tilburg. 2007. Tropical wave-induced oceanic eddies at Cabo Corrientes and the María Islands, Mexico. *J. Geophys. Res.* 112, C05048.

## 2.13 Variabilidad de alta frecuencia del fCO<sub>2</sub> en la región sureña de la Corriente de California

Coronado-Álvarez Lourdes<sup>1</sup>; Lara-Lara Rubén<sup>1</sup>; Álvarez-Borrego Saúl<sup>1</sup> y Bazán-Guzmán Carmen<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3718, Zona Playitas CP 22860, Ensenada, México. Autor para correspondencia: lcorona@cicese.edu.mx

### Resumen

La porción sureña del SCC frente a Ensenada Baja California, posee una dinámica particular en términos de CID debido a las surgencias. Éstas son fenómenos episódicos motores importantes de la variabilidad biogeoquímica, por tanto el monitoreo con equipos anclados puede guiar la comprensión del comportamiento de los ecosistemas costeros con datos de alta frecuencia además de evaluar los agentes forzantes. Aunado a una mejor visión de cómo impacta la variabilidad de la dinámica física y biológica a corto plazo en el fCO<sub>2</sub>. Ésta investigación se basó en series de tiempo de alta frecuencia (cada hora) de la boya FLUCAR-Ensenada. Se estimó el fCO<sub>2</sub> durante condiciones de surgencia (primavera y finales de verano) y sin surgencia (mayo, septiembre y diciembre de 2014, respectivamente). Para la surgencia de primavera se tuvo una media menor comparada a la media de diciembre ( $\mu = -0.58$  y  $\mu = -1.72$  mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente); y para surgencia de verano fue de  $\mu = 6.17$  mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. En el balance para cada periodo, la localidad actuó como un sumidero en mayo y diciembre, mientras que en septiembre como una fuente con valores -5.1, -14.97 y 53.5 mmol C m<sup>-2</sup>. Estos resultados permitieron conocer la alternancia del papel, como fuente o sumidero, que desempeña el área en un mismo día, concluyendo que su variabilidad no sólo depende de la estacionalidad sino de diversos agentes forzantes que ocasionan gran variabilidad diaria.

**Palabras clave:** alta frecuencia, fCO<sub>2</sub>, fuente, sumidero, surgencia.

### Abstract

The southern portion of the SCC off Ensenada Baja California has a particular dynamic in terms of CID due to upwelling. These phenomena are episodic important drivers of biogeochemical variability therefore anchored monitoring with equipment can guide our understanding of the behavior of coastal ecosystems with high frequency data in addition to evaluating the forcing agents. Coupled with a better view of how it impacts the variability of the physical and biological dynamics in the short term fCO<sub>2</sub>. This research was based on time series of high frequency (every hour) of FLUCAR-Ensenada buoy. The estimated fCO<sub>2</sub> during upwelling conditions (spring and late summer) and without upwelling (may, September and December 2014, respectively). For spring upwelling it is less media had compared to the December average ( $\mu = -0.58$  and  $-1.72$  mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectively); and summer upwelling was  $\mu = 6.17$  mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. On the balance for each period, the system acted as a sink in May and December while in September as a source with values -5.1, -14.97 and 53.5 mmol C m<sup>-2</sup>, respectively. These results point to the alternation of the paper, as a source or sink, which serves the area in one day, concluding that its variability depends not only on seasonality but various forcing agents that cause great daily variability.

**Key words:** high frequency, fCO<sub>2</sub>, source, sink, upwelling.

## Introducción

El océano mundial, así como sus interacciones con la atmósfera y el clima, están pasando por una transición rápida y dramática que responde a múltiples agentes forzantes en escalas de tiempo de días a décadas. La magnitud del flujo de bióxido de carbono océano-atmósfera ( $f\text{CO}_2$ ) y su variabilidad en dichas escalas sigue siendo una tarea central en los estudios globales del carbono y el clima (Evans *et al.*, 2011).

Si bien las estimaciones en la zona costera han mejorado enormemente en los últimos años, la variabilidad espacial del  $f\text{CO}_2$  océano-atmósfera en algunas regiones costeras complica la cuantificación de su variabilidad temporal (Sutton *et al.*, 2014). Las regiones costeras, incluyendo los sistemas de surgencias costeras, son áreas de gran variabilidad que se ven afectadas por diversos agentes forzantes que añaden incertidumbre en el balance del carbono (Cai *et al.*, 2006; Evans *et al.*, 2011; Leinweber *et al.*, 2009).

La presión parcial del bióxido de carbono en la superficie del océano ( $p\text{CO}_{2A}$ ) varía sustancialmente con el tiempo, en periodos desde horas hasta interanuales, impulsada por forzantes físicos y biológicos, como la mezcla por viento, las olas, los fenómenos asociados a las mareas, la advección, el desplazamiento vertical de la termoclina, la actividad biológica, el intercambio gaseoso con la atmósfera y los eventos El Niño, los cuales se conjuntan (DeGrandpe *et al.*, 1998). Además de otros procesos de mesoescala (Turi *et al.*, 2014) y de sub-mesoescala (Klein y Lapeyre, 2009) como remolinos y meandros. La heterogeneidad extrema de la fisiografía (puntas, cabos, islas) y la batimetría, en combinación con la naturaleza dinámica de la región costera afectan fuertemente la variabilidad de la  $p\text{CO}_{2W}$  y por ende la estimación del  $f\text{CO}_2$ .

En la zona costera del Sistema del Corriente de California (SCC) la prevalencia de la variabilidad de remolinos, meandros, frentes y otros fenómenos de mesoescala y sub-mesoescala conducen a un mosaico complejo espacio-temporal de la  $p\text{CO}_{2A}$  y del  $f\text{CO}_2$ , que requieren un esfuerzo sustancial de mediciones para determinar la naturaleza de fuente o sumidero de esta región de forma fiable (Turi *et al.*, 2014). De acuerdo a estos autores, no es posible catalogar todo el SCC costero como fuente o sumidero de  $\text{CO}_2$  a partir de estudios aislados que no contemplan toda la gama de regiones costeras tan heterogéneas que lo conforman. Por lo cual es menester el contribuir al conocimiento de cada una de las subregiones costeras.

Por lo que el objetivo de este trabajo es medir la variabilidad del  $f\text{CO}_2$  en series de tiempo de alta frecuencia con una boya anclada frente a Ensenada, Baja California. Lo anterior para conocer el comportamiento del océano en este punto geográfico del SCC, en tres diferentes momentos con surgencia de primavera, surgencia de finales de verano y sin surgencias.

## Materiales y métodos

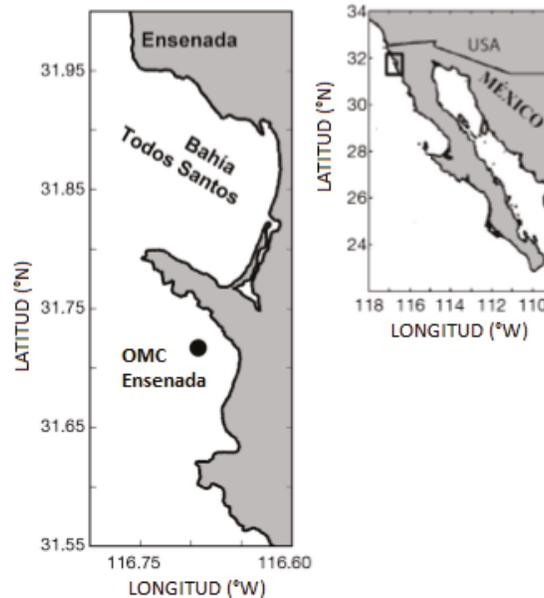
### *Área de estudio*

La presente investigación se llevó a cabo en el sitio del Observatorio de Monitoreo Costero (OMC), del proyecto FLUCAR-Estación Ensenada, localizado al sur de Punta Banda, Baja California, ubicado en la latitud  $31^{\circ}40.10'$  Norte y longitud  $116^{\circ}41.60'$  Oeste (Figura 1).

Las condiciones dominantes del SCC en la porción norte de Baja California, se caracterizan por la presencia principalmente de tres masas de agua: Agua Subártica, Agua del Pacífico Central Norte y Agua del Pacífico Sur o Ecuatorial (Hickey y Bannas, 2003). Estas masas de agua son transportadas superficial y sub-superficialmente y la zona se considera una región de transición (Roden, 1972).

Las escalas dominantes y la dinámica de circulación en todo el SCC están dadas en gran medida por los patrones de vientos a lo largo de la costa así como por la topografía y la estrecha plataforma continental (Hickey y Bannas, 2003). Las fronteras entre las masas de agua cambian de posición en

escalas temporales muy diversas, desde semanales hasta decadales. Los cambios en las fronteras y la mezcla resultante de su interacción establecen muchas de las condiciones que modulan la diversidad biológica y la variabilidad química en la región (Durazo, 2009).



**Figura 1.** Ubicación de la Boya FLUCAR, estación Ensenada.

#### *Características generales de la boya de FLUCAR*

Esta boya es el resultado del trabajo conjunto de investigadores del Center for Ocean Observing Technology and NOAA's Pacific Marine Environmental Laboratory (PMEL) e investigadores de Monterey Bay Aquarium Research (MBARI) (Sutton *et al.*, 2014). La descripción que se hace a continuación del equipo está basada en Friederich *et al.*, (1995), y Sutton *et al.*, (2014).

#### *Diseño*

El tamaño de la boya es de 2 m de diámetro y 3.5 m de altura, con un collar de flotación de espuma Surlyn. El casco de la boya es de 5400 series de aluminio con protección de zinc y no ha mostrado la corrosión con cerca de 10 años en el agua. La boya con toda la gama de instrumentos pesa alrededor de 700 kg. El anclaje de la boya es una cadena tradicional con un peso muerto sujetándola al fondo de 1200 kg.

La boya tiene paneles solares a 1.5 m s.n.m.; éstos recargan cuatro baterías de fibra de vidrio de 12 v y 34 A de potencia con el uso de 20 watts de los paneles.

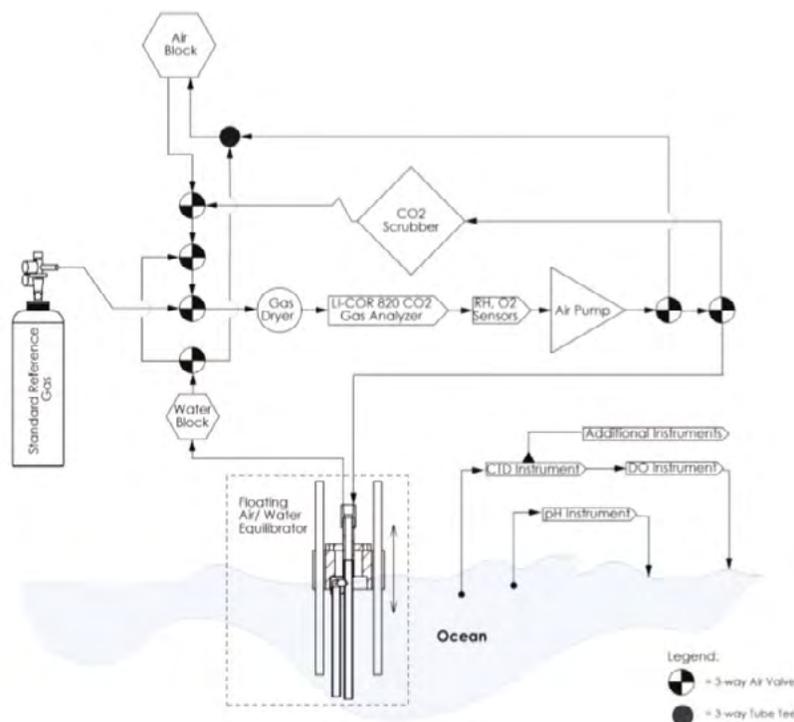
El sistema de CO<sub>2</sub> tiene cuatro apartados separados que albergan la electrónica, la batería, el transmisor y el cilindro de gas de referencia tienen su origen en la Organización Meteorológica Mundial. La sección de electrónica alberga una tarjeta de memoria para el almacenamiento de datos. El analizador de gases Licor-820, un sensor de humedad relativa y uno de temperatura.

Además de dicho sistema se pueden colocar diversos sensores a la estructura de la boya como fluorímetro, potenciómetro, electrodo de oxígeno disuelto, entre otros.

## Sensores

### a) CO<sub>2</sub>

El sistema de CO<sub>2</sub> determina la concentración de este gas mediante la medición de la absorción de radiación en el infrarrojo, en el que la muestra fluye a través de una trayectoria óptica. El sistema utiliza la temperatura y la humedad relativa para calcular la fracción molar de CO<sub>2</sub> (XCO<sub>2</sub>) en el aire en equilibrio con el agua de mar superficial. El LI-820 se calibra antes de cada medición utilizando primeramente una referencia cero de CO<sub>2</sub>, que es aire en el que se elimina el gas mediante el uso de cal sodada (óxido de calcio e hidróxido de sodio). Posteriormente el sistema se calibra con un gas de referencia con un valor de 800 partes por millón por volumen (ppmv). El gas fluye a través del detector para el análisis de CO<sub>2</sub> y se ventila a la atmósfera a través del Airblock. Usando una calibración de dos puntos a partir de los valores de cero y 800 ppm, el LI-820 está listo para realizar mediciones de CO<sub>2</sub> de la superficie del océano. El ciclo de calibración dura aproximadamente 20 min (Figura 2). El agua de mar es bombeada continuamente a una tasa de 8 l min<sup>-1</sup> a través de un filtro de 50 μm de membrana. La temperatura y la presión del sistema están fuertemente controladas. El aire se burbujea a través del agua de mar en el equilibrador aproximadamente por 10 min y luego se mide el CO<sub>2</sub>. Por lo anterior, se obtiene un dato de pCO<sub>2</sub> cada 30 min.



**Figura 2.** Esquema del equilibrador de CO<sub>2</sub>. Tomado de Sutton *et al.*, (2014).

### b) Temperatura y salinidad

La temperatura y salinidad se registran mediante un termo-salinógrafo Sea Bird Microcat. El cual está colocado a una profundidad de 0.5 m sobre la subestructura de la boya y registra los datos cada hora.

### Periodo de estudio

Las series de tiempo de TSM,  $pCO_{2A}$ ,  $pCO_{2ATM}$ , y de salinidad fueron generadas por la boya oceanográfica FLUCAR Estación Ensenada. El periodo analizado para esta investigación fue del 15 al 23 de mayo, 15 al 23 de septiembre y del 22 al 30 de diciembre de 2014.

### Cálculo del flujo de bióxido de carbono ( $fCO_2$ )

$fCO_2$ : Acorde a lo propuesto por Liss y Merlivat (1986), el modelo para estimar el flujo de  $CO_2$  océano-atmósfera se observa en la ecuación (1).

$$fCO_2 = K_w K_0 (\Delta pCO_2) \quad (1)$$

donde,  $fCO_2$  es el flujo aire-agua del bióxido de carbono,  $K_w$  es el coeficiente de transferencia del bióxido de carbono ( $CO_2$ ) en función de la velocidad del viento,  $K_0$  es el coeficiente de solubilidad del  $CO_2$  en función de la temperatura y la salinidad del agua (Millero, 1995) y  $\Delta pCO_2$  es la diferencia entre la  $pCO_2$  del agua y la del aire ( $pCO_{2A} - pCO_{2ATM}$ ). Como un respaldo a los datos de la boya y para fines comparativos, se obtendrán datos de  $pCO_{2ATM}$  de la estación de Mauna Loa, Hawai. El coeficiente de transferencia del bióxido de carbono ( $CO_2$ ) en función de la velocidad del viento se calculó con la ecuación 2.

$$K_w = 0.31 * V_{10}^2 * (Sc/660)^{1/2} \quad (2)$$

donde,  $V_{10}$  es la velocidad del viento a 10 m s.n.m.,  $Sc$  es el número de Schmidt (relación entre el coeficiente de la viscosidad cinética del medio dividido por el coeficiente de la difusión molecular del gas en al agua), 0.31 y 660 son valores de ajuste para la relación  $K_w - V^2$ .

El coeficiente de solubilidad del  $CO_2$  en función de la temperatura y la salinidad del agua, se obtuvo con la ecuación 3.

$$K_0 = -60.2409 + 93.4517(100/T) + 23.3585 \ln(T/100) + S[0.023517 - 0.023656(T/100) + 0.0047036(T/100)^2] \quad (3)$$

donde,  $T$  es Temperatura del agua y  $S$  es la Salinidad.

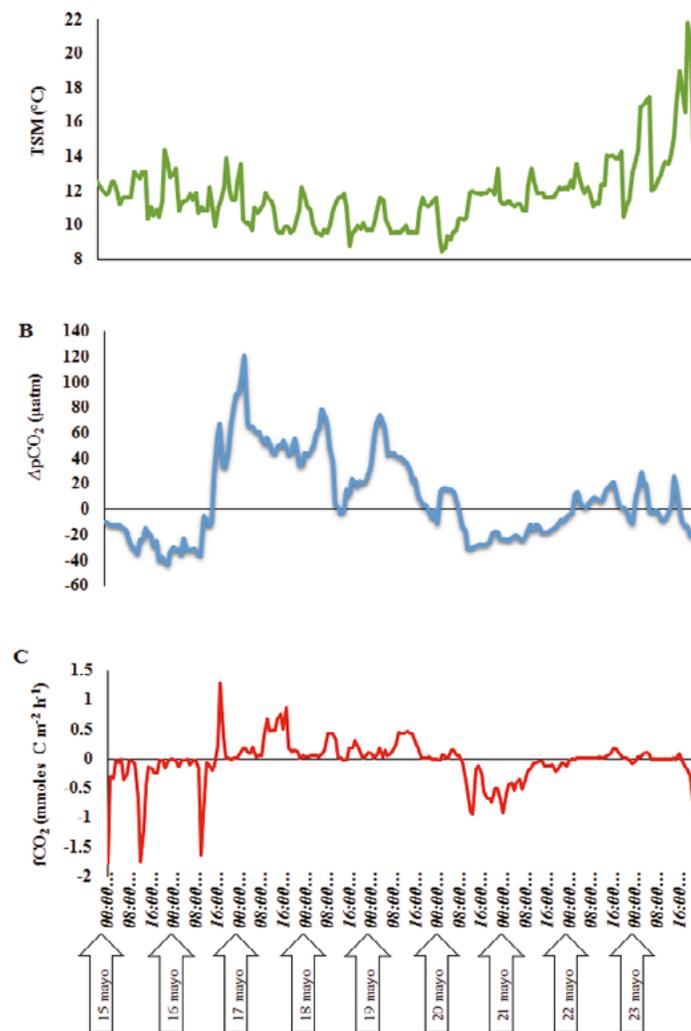
## Resultados y discusión

Los resultados que se presentan a continuación concuerdan con lo hallado por Pennington y Chavez (2000). Ellos mencionaron que los eventos de surgencia en el SCC presentan diferencias estacionales debido a la intensidad del viento, así como a las condiciones locales predominantes en el momento de estudio. La transición en los diferentes periodos que se estudiaron en el presente trabajo, se obtuvieron velocidades de viento mayores en primavera e invierno (hasta  $7 \text{ m s}^{-1}$ ), mientras que en verano el rango de velocidad fue considerablemente menor de 0 a  $3 \text{ m s}^{-1}$ . Es preciso hacer hincapié en que la magnitud del viento afecta directamente el cálculo del  $fCO_2$  debido a que el algoritmo del coeficiente de transferencia emplea la velocidad del viento al cuadrado. Por lo que a una magnitud cero o cercana a éste, el cálculo de transferencia del gas se ve afectado llegando a cero siendo el caso (Wanninkhof, 1992).

### Surgencia de primavera

Para este periodo se observó que la TSM osciló entre los 8 y 22 °C. Cuando se registraron valores por debajo de los 14 °C se consideró que la surgencia se intensificó. Posterior a ello se apreció que la TSM incrementó de manera gradual alcanzando cerca de los 22 °C como se puede apreciar en la Figura 3a, lo que denotó el relajamiento de la surgencia. Asimismo se apreció que los valores más bajos de esta variable se obtuvieron las primeras horas del día (00:00 h), mientras que las temperaturas más elevadas se presentaron alrededor de las 16:00 h.

Con lo que respecta al  $\Delta p\text{CO}_2$ , es claro ver que a partir del tercer día hasta el sexto se tuvieron valores positivos, lo cual indicó que el sistema se desgasificó en ese periodo. Coincidiendo cuando la TSM descendió debido al evento de surgencia (Figura 3b). Mientras que los valores negativos posteriores a dicho evento corresponden al efecto de la fotosíntesis, debido a la fijación de carbono por el incremento de nutrientes provenientes de agua sub-superficial. Éstos no fueron medidos en el presente trabajo, sin embargo se sabe que las surgencias acarrean agua rica en nutrientes, con alto contenido de CID y alta  $p\text{CO}_2$  (Müller-Karger *et al.*, 2005; Mann y Lazier, 2006).



**Figura 3.** Condiciones de surgencia de primavera del 15 al 23 de mayo 2014: a) TSM (°C), b)  $\Delta p\text{CO}_2$  ( $\mu\text{atm}$ ) y c)  $f\text{CO}_2$  ( $\text{mmoles C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).

La estimación del  $f\text{CO}_2$  concuerda con lo anteriormente expuesto, antes y después de la surgencia la localidad de la boya actuó como un sumidero de  $\text{CO}_2$ , mientras que durante ésta se comportó como una fuente hacia la atmósfera. La magnitud del flujo varió por la velocidad del viento que se registró a través del tiempo. En el balance para este periodo de estudio el sistema fue un sumidero de  $\text{CO}_2$  con un valor de  $-5.1 \text{ mmoles de C m}^{-2}$  y una  $\mu = -0.58 \text{ mmoles de C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Es preciso señalar que el flujo hacia el mar se dio principalmente en por la mañana (alrededor de las 8:00 h); mientras que los valores positivos que indicaron un aporte hacia la atmósfera tuvieron lugar por la tarde (16:00 h) (Figura 3c).

Los resultados obtenidos concuerdan con lo expuesto por García-Reyes y Largier (2012), quienes mencionan que existen diferencias estacionales en los eventos de surgencia para el SCC. Ellos encontraron que la surgencia de primavera es intensa, con vientos más fuertes y una alta productividad primavera ligada a la alta concentración de nutrientes, menor TSM y por ende mayor solubilidad del agua, debido al transporte vertical del agua sub-superficial.

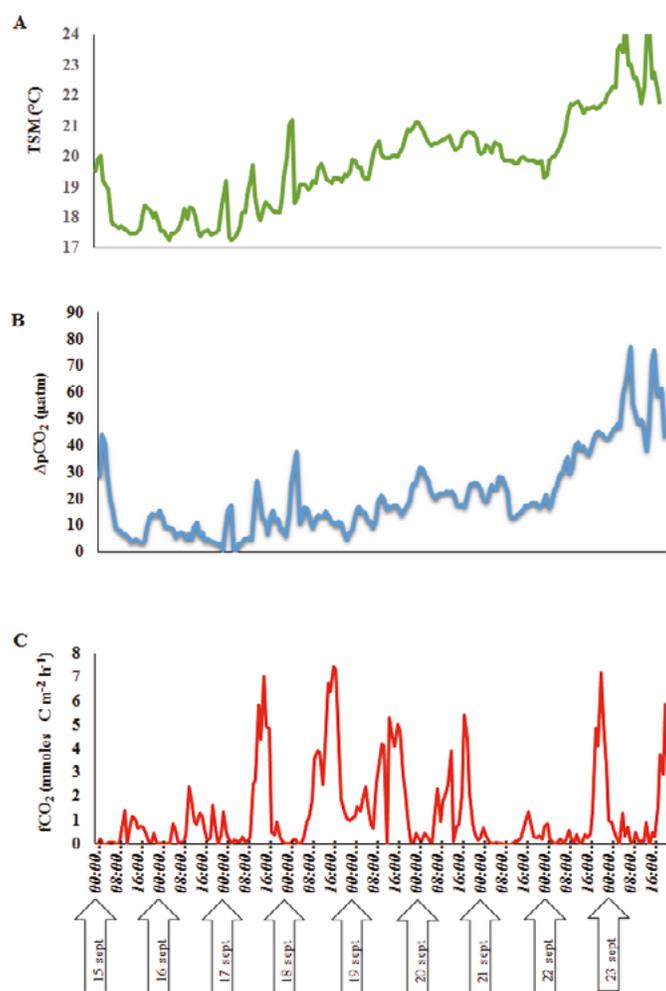
#### a) Surgencia de finales de verano

Para este periodo la TSM fue más cálida con un rango de los 17 a 24 °C (Figura 4a), debido al calentamiento propio del agua por el transcurso de la primavera y el verano. Sin embargo, pese a ello se observó que los primeros tres días del estudio se registraron las temperaturas más bajas y posteriormente se incrementó. Lo anterior indicó un evento de surgencia de menor intensidad, con una magnitud de viento local  $<3 \text{ m s}^{-1}$ . Asimismo, el agua llevada a superficie contenía menos cantidad de nutrientes, debido a la utilización de los mismos en los eventos de surgencia intensos previos (Murphree *et al.*, 2003).

Como se observa en la Figura 4b, en el  $\Delta p\text{CO}_2$  se obtuvieron únicamente valores positivos, por lo que el sistema actuó como una fuente de este gas. Lo cual es congruente con las temperaturas más cálidas que se registraron, mismas que provocaron que la solubilidad del agua fuese menor, de tal forma que hubo una mayor desgasificación.

El  $f\text{CO}_2$  calculado fue de  $53.5 \text{ mmoles de C m}^{-2}$  para este periodo con una  $\mu = 6.17 \text{ mmoles de C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Figura 4c). Esto sugirió que las condiciones de surgencia de finales de verano son distintas a las de primavera, ya que al ser aguas más cálidas el efecto de solubilidad es menor. Asimismo, el aporte de nutrientes en verano es menor y por ende, la actividad fotosintética también, habiendo menor fijación de carbono y mayor liberación de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera.

En términos generales se ha considerado que la intensidad del viento y las condiciones oceánicas locales determinan la intensidad de la surgencia. Y para los eventos de surgencia de verano se ha registrado que la magnitud del viento es menor con referencia a los de primavera; además las aguas son más cálidas, por lo que la termoclina es más profunda (García-Reyes y Largier, 2010). Por tanto, hay mayor desgasificación debido a valores mayores de  $p\text{CO}_2$ .



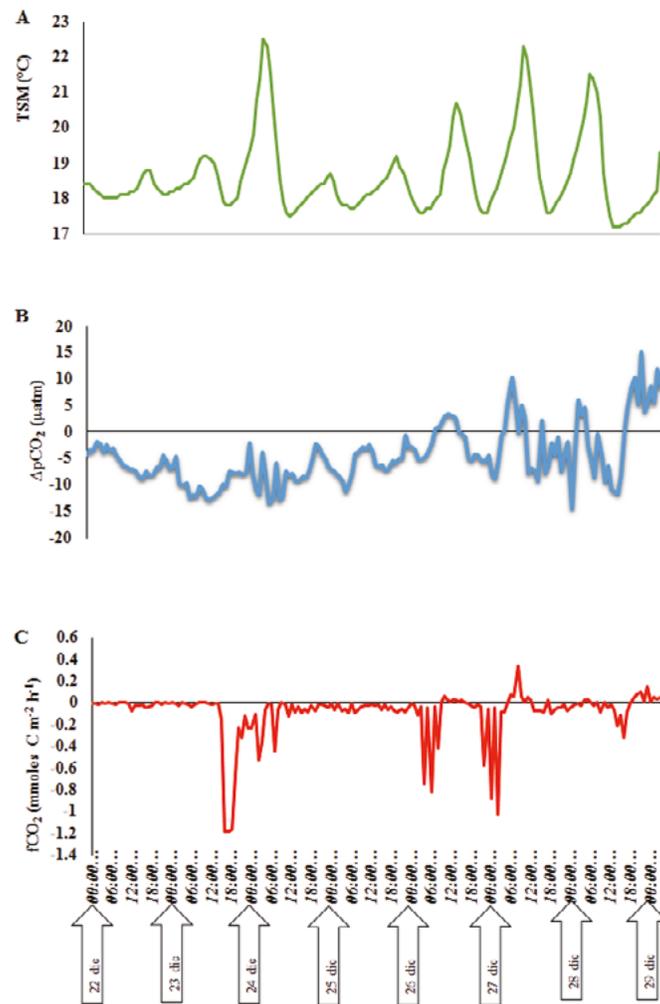
**Figura 4.** Condiciones de surgencia de primavera del 15 al 23 de septiembre 2014: a) TSM ( $^{\circ}\text{C}$ ), b)  $\Delta\text{pCO}_2$  ( $\mu\text{atm}$ ) y c)  $f\text{CO}_2$  ( $\text{mmoles C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).

*b) Sin surgencia*

En comparación con el periodo anterior, la TSM registrada fue menor oscilando alrededor de los  $18^{\circ}\text{C}$ , no presentándose grandes cambios a través del tiempo. Las variaciones que se ven la Figura 5a pueden deberse a fenómenos de sub-mesoescala como remolinos y meandros que acarrean agua más cálida hacia la costa. Estos incrementos en la TSM tuvieron lugar alrededor de las 12:00 a las 18:00 h, seis de los ocho días analizados.

El rango de valores del  $\Delta\text{pCO}_2$  fue menor en comparación a los dos periodos previamente descritos (Figura 5b). Los primeros siete días la  $\text{pCO}_{2\text{A}}$  de la localidad de la boya fue menor a la de la atmósfera, por lo que se obtuvieron valores negativos para esta variable en este lapso. Con algunos picos positivos, alrededor de las 6:00 h, los últimos tres días del estudio.

Durante estos días de diciembre el sistema actuó como un sumidero, con un balance de  $-14.97$   $\text{mmoles de C m}^{-2}$  y una  $\mu = -1.72$   $\text{mmoles de C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Figura 5c). Con base a la magnitud obtenida en el periodo de primavera y el de diciembre, el sistema actuó como un mayor sumidero en este último.



**Figura 5.** Condiciones de surgencia de primavera del 22 al 29 de septiembre 2014: a) TSM (°C), b)  $\Delta p\text{CO}_2$  ( $\mu\text{atm}$ ) y c)  $f\text{CO}_2$  ( $\text{mmoles C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).

Debido a las diferencias estacionales de los eventos de surgencia, la productividad primaria también se ve afectada por el aporte de nutrientes a la superficie. Él halló menor concentración de nutrientes en verano y otoño (menos  $0.5 \mu\text{M}$ ), mientras que en invierno incrementó ( $1 \mu\text{M}$ ) siendo mayor en primavera ( $4 \mu\text{M}$ ). Lo cual explica que el efecto la fotosíntesis en verano, en este estudio no haya tenido impacto en la disminución de la  $p\text{CO}_{2A}$  como se observó en la serie de tiempo en primavera.

## Conclusiones

El sistema presentó variaciones a diferentes horas del día en los tres periodos de estudio.

Pese a las condiciones de surgencia intensa en primavera, la localidad de la boya actuó como un sumidero.

En la surgencia de finales de verano el sitio de estudio actuó como una fuente de  $\text{CO}_2$ .

Durante el periodo sin surgencia la localidad de la boya actuó como un sumidero de este gas.

Debido a lo anterior se pudo observar que existen diferencias entre los eventos de surgencia de primavera y verano en cuanto a la TSM y la  $p\text{CO}_{2A}$ , que afectan la solubilidad del agua así como la cantidad de carbono fijado.

La magnitud del viento local afecta directamente la intensidad de la surgencia así como el cálculo del  $f\text{CO}_2$ .

Este estudio es una primera aproximación a los cambios que presenta el sistema en cuestión de horas en el papel que desempeña en el ciclo de carbono, entre fuente y sumidero de  $\text{CO}_2$ .

## Bibliografía

- Cai W., M. Dai, Y. Wang. 2006. Air-sea exchange of carbon dioxide in ocean margins: a province based synthesis. *Geophysical Research Letters* 33.
- DeGrandpe M., T. Hammar, C. Wirick. 1998. Short-term  $\text{pCO}_2$  and  $\text{O}_2$  dynamics in California coastal waters. *Deep-Sea Research II* 45:1557-1575.
- Durazo R. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997–2008. *Progress in Oceanography* 83:361-368.
- Evans W., B. Hales, P. Struton. 2011. Seasonal cycle of surface ocean  $\text{pCO}_2$  on the Oregon Shelf. *Journal of Geophysical Research* 116.
- Friederich G., G. Brewer, R. Herlien, F. Chavez. 1995. Measurement of sea surface partial pressure of  $\text{CO}_2$  from a moored buoy. *Deep-Sea Research I* 7:1175-1186.
- García-Reyes M., J. Largier. 2010. Observations of increased winddriven coastal upwelling off central California, *Journal of Geophysical Research* 115:C04011.
- García-Reyes M., J. Largier. 2012. Seasonality of coastal upwelling off central and northern California: New insights, including temporal and spatial variability. *Journal of Geophysical Research* 117.
- Hickey B., N. Bannas. 2003. Oceanography of the U. S Pacific Northwest Coastal Ocean and Estuaries with Applications to Coastal Ecology. *Estuaries* 26:1010-1031.
- Klein P., G. Lapeyre. 2009. The oceanic vertical pump induced by mesoscale and submesoscale turbulence. *The Annual review of marine science* 1351-1375.
- Leinweber A., N. Gruber, H. Frenzel, G. E. Friederich, F. Chavez. 2009. Diurnal carbon cycling in the surface ocean and lower atmosphere of Santa Monica Bay, California. *Journal of Geophysical Research Letters* 36.
- Liss P., L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. *In: P. Buat Menard. The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling: France, Springer.* pp. 113-127.
- Mann K. H., J. R. N. Lazier. 2006. *Dynamics of Marine Ecosystems: Biological-Physical Interactions in the Oceans.* Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
- Millero F. 1995. Thermodynamics of the carbon dioxide system in the ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 4:661-677.
- Müller-Karger F. E., R. Varela, R. Thunell, R. Luerssen, C. Hu, J. J. Walsh. 2005. The importance of continental margins in the global carbon cycle. *Geophysical Research Letters* 32.
- Murphree T., P. Jessen, F. Schwing, S. Bograd. 2003. The seasonal cycle of wind stress curl and its relationship to subsurface ocean temperature in the northeast Pacific. *Geophysical Research Letters* 30:1469.
- Pennington J. T., F. P. Chavez. 2000. Seasonal fluctuations of temperature, salinity, nitrate, chlorophyll and primary production at station H3/M1 over 1989-1996 in Monterey Bay, California. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 47:947-973.
- Roden G. 1972. Thermohaline structure and baroclinic flow across the Gulf of California entrance and in the Revillagigedo Islands region. *Journal of Physical Oceanography* 2:177–183.
- Sutton A. J., C. L. Sabine, S. Maenner-Jones, N. Lawrence-Slavas, C. Meinig, R. Feely, J. Mathis, S. Musielewicz, R. Bott, P. McLain, H. Fought, A. Kozyr. 2014. A high-frequency atmospheric and seawater  $\text{pCO}_2$  data set from 14 open-ocean sites using a moored autonomous system. *Earth System Science Data* 6:353-366.
- Turi G., Z. Lachkar, N. Gruber. 2014. Spatiotemporal variability and drivers of  $\text{pCO}_2$  and air-sea  $\text{CO}_2$  fluxes in the California Current System: an eddy-resolving modeling study. *Biogeosciences* 11:671–690.
- Wanninkhof R. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Geophysical Research* 97:7373-7383.

## 2.14 Mediciones de alta frecuencia de pH, oxígeno y estado de saturación de aragonita en un arrecife: Cabo Pulmo (B.C.S.)

Norzagaray-López Orión<sup>1</sup>; Hernández-Ayón Martín<sup>2</sup>; Calderón-Aguilera Eduardo<sup>3</sup>; Reyes-Bonilla Héctor<sup>4</sup>; Lara-Lara Rubén<sup>3</sup>; Domínguez-Preciado Feliciano<sup>2</sup> y Martz Todd<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California. Autor para correspondencia: [jmartin@uabc.edu.mx](mailto:jmartin@uabc.edu.mx)

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California.

<sup>3</sup>Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Ensenada, Baja California.

<sup>4</sup>Laboratorio de Sistemas Arrecifales, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur.

<sup>5</sup>Scripps Institution of Oceanography, UC San Diego.

### Resumen

Cabo Pulmo es un arrecife coralino localizado dentro de la zona del mínimo de oxígeno (ZMO), la cual se puede ser tan somera como 70 m, y está caracterizada por aguas ricas en CO<sub>2</sub> (>2200 μmol kg<sup>-1</sup>) y bajo pH (<7.7). Hasta el momento se desconoce si aguas de la ZMO influyen estas comunidades arrecifales en algún momento de año, o durante ciertos fenómenos oceanográficos, por lo tanto, resulta importante conocer la variabilidad temporal de estos parámetros. Este estudio presenta información de un sensor SeapHOx, con una serie temporal de noviembre 2013-junio 2014, instalado cerca del arrecife a 15 m de profundidad. La serie de pH fue calibrada con mediciones discretas mensuales de carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total. A partir de los datos del sensor se calculó una serie de alta resolución del estado de saturación de aragonita ( $\Omega_{ar}$ ). Las mediciones mostraron influencia estacional de dos masas de agua, Agua del Golfo de California (AGC) durante el invierno y Agua Tropical Superficial (ATS) durante primavera-verano. Las condiciones con menor pH (< $\Omega_{ar}$ ) fueron durante diciembre a abril, relacionadas a AGC y dos meses del ATS; los valores mayores de pH (> $\Omega_{ar}$ ) estuvieron presentes de mayo-junio. Durante primavera-verano (mayormente ATS) estuvieron presentes las condiciones más óptimas para la calcificación coralina (> $\Omega_{ar}$ ). El oxígeno disuelto (OD) estuvo siempre por arriba de 3.4 ml/l<sup>-1</sup>. Sin embargo, se registraron dos eventos (5-10 d de duración) con bajo pH (<7.9), bajo  $\Omega_{ar}$  (<2.6), baja temperatura (<22 °C) y bajo OD (<4 ml/l<sup>-1</sup>).

**Palabras clave:** ZMO, pH, aragonita, arrecife coralino.

### Abstract

Cabo Pulmo is a coral reef located within the oxygen minimum zone (OMZ), which can be as shallow as 70 m, and is characterized by CO<sub>2</sub>-rich waters (>2200 μmol kg<sup>-1</sup>) and low pH (<7.7). So far, it is unknown if waters of the OMZ influence reefal communities at any time of year, or during certain oceanographic phenomena, therefore, it is important to know the temporal variability of these parameters. This study presents data collected by a SeapHOx sensor, from November 2013 to June 2014. It was deployed at 15 m depth near to the reef. The pH series was calibrated with discrete monthly measurements of dissolved inorganic carbon and total alkalinity. A high resolution aragonite saturation state ( $\Omega_{ar}$ ) was calculated from the sensor data. Measurements showed a seasonal influence of two masses of water, Gulf of California water (GCW) during winter and surface Tropical water (TSW) during spring-summer. During December through April showed conditions with the lower pH (< $\Omega_{ar}$ ), related to GCW and two months of TSW; while higher pH values (> $\Omega_{ar}$ ) were present in May-June. Spring-summer (mostly TSW) showed the most optimal conditions for coral calcification (> $\Omega_{ar}$ ).

Dissolved oxygen (DO) was always above  $3.4 \text{ ml/l}^{-1}$ . However, two events (5-10 days duration) with low pH ( $<7.9$ ), low  $\Omega_{\text{ar}}$  ( $<2.6$ ), low temperature ( $<22 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ), and low DO ( $<4 \text{ ml/l}^{-1}$ ) were recorded.

**Key words:** OMZ, pH, aragonite, coral reef.

## Introducción

Las zonas del mínimo de oxígeno (ZMO), se ubican en regiones del océano donde el oxígeno ha sido agotado debido a procesos de circulación global y la descomposición de la materia orgánica (Canfield *et al.*, 2010). En el Pacífico Oriental tropical y en otras regiones, esta puede volverse más somera por procesos oceanográficos regionales. Por ejemplo, en el Pacífico central mexicano (frente a las costas de Nayarit) esta puede estar tan somera como  $\sim 70 \text{ m}$  (Cepeda-Morales *et al.*, 2013; Franco *et al.*, 2014), o bien, en áreas cercanas a la costa del norte del Chile (Iquique) puede estar entre 60-85 m (Canfield *et al.*, 2010).

Las ZMO, al presentar una alta tasa de descomposición de la materia orgánica, presentan una alta concentración de carbono inorgánico disuelto, lo cual va acompañado por un bajo pH y un bajo estado de saturación de aragonita, además de un bajo contenido de oxígeno y baja temperatura. Estos parámetros representan condiciones limitantes para el desarrollo de arrecifes coralinos (Allemand *et al.*, 2011; Franco *et al.*, 2014; Kleypas *et al.*, 1999). Si a lo anterior se suma el hecho de que el Pacífico Oriental está caracterizado por una plataforma estrecha (Cortes y Cortes, 2003), el desarrollo de arrecifes coralinos se ve aún más comprometido.

Cabo Pulmo es un arrecife coralino localizado dentro de la región del mínimo de oxígeno del Pacífico Oriental. Y aunque no es considerado como un arrecife verdadero, ya que no forma una estructura de importancia geológica, es la comunidad arrecifal más noroccidental del Pacífico mexicano (Brusca y Thomson, 1975; Cortes y Cortes, 2003; Reyes-Bonilla, 2003). El límite de la ZMO se ha registrado a 70 m para esta región, coincidiendo con el límite superior del agua sub superficial, caracterizada por un alto contenido de carbono inorgánico disuelto, bajo pH y bajo estado de saturación (Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

Hasta el momento se desconoce si aguas de la ZMO influyen estas comunidades arrecifales en algún momento de año, o durante ciertos fenómenos oceanográficos. Además, estudios sobre la química del carbono en la parte costera son escasos, y datos con esta alta frecuencia son inexistentes. Es por esto que resulta importante conocer la variabilidad temporal de estos parámetros.



**Figura 1.** Ubicación de Cabo Pulmo, el área con mayor cobertura de coral (área azul), y sitio de instalación del sensor SeapHOx (estrella negra).

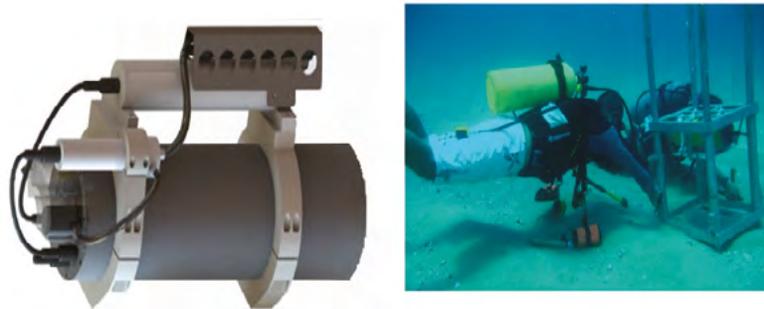
## Materiales y métodos

El estudio se realizó en el arrecife de Cabo Pulmo (B. C. S.), es el arrecife coralino más norteño del Pacífico Oriental tropical y el único arrecife en la región del Golfo de California. Está ubicado en la entrada del Golfo de California (Figura 1). Esta zona confluyen en la superficie 4 masas de agua: 1) el agua del Golfo de California (AGC), con alta salinidad y alta temperatura con influencia hasta 50-70 m; 2) Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) con alto contenido de CID y bajo pH, con presencia estacional; 3) Agua Tropical Superficial (ATS), agua cálida con baja salinidad y bajo CID; y 4) episodios donde la Corriente de California (ACC), agua fría, menos salada llega a la zona de la entrada del Golfo, forzada por efecto del viento en invierno (Castro *et al.*, 2006). Este arrecife presenta una comunidad coralina compuesta principalmente por géneros de corales hermatípicos (*e.g.*, corales formadores de arrecifes), donde los más dominantes son *Pocillopora*, *Porites*, *Pavona*, *Psammocora* con una cobertura relativamente baja.

Este estudio presenta información de un sensor autónomo SeapHOx, instalado cerca del arrecife de Cabo Pulmo a 15 m de profundidad, y se definió una tasa de muestreo de 30 min para obtener mediciones de alta frecuencia. Se obtuvo una serie temporal de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD) y pH desde noviembre 2013-junio 2014.

La serie de pH fue calibrada con mediciones discretas mensuales de carbono inorgánico disuelto (precisión  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) y alcalinidad total (precisión  $\pm 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) (Dickson *et al.*, 2007). La colecta de estas muestras se realizó con botella Niskin. Las mediciones de oxígeno disuelto no fueron calibradas con mediciones *in situ*, sin embargo, el sensor venía con la calibración del fabricante, lo cual asegura aproximadamente un año de calibración del sensor (Oxygen Optode 3835, Aanderaa Data Instruments, MA, USA).

A partir de los datos del sensor y calculando la alcalinidad total como una función lineal empírica de la salinidad, generada con datos de la región del Golfo (Hernández-Ayón *et al.*, 2013), se calculó una serie de alta resolución del estado de saturación de aragonita ( $\Omega_{\text{ar}}$ ) usando el software CO<sub>2</sub>sys.



**Figura 2.** Imagen del sensor SeapHOx (izquierda) y durante su instalación en campo a una profundidad de 15 m, montado sobre una estructura metálica (derecha).

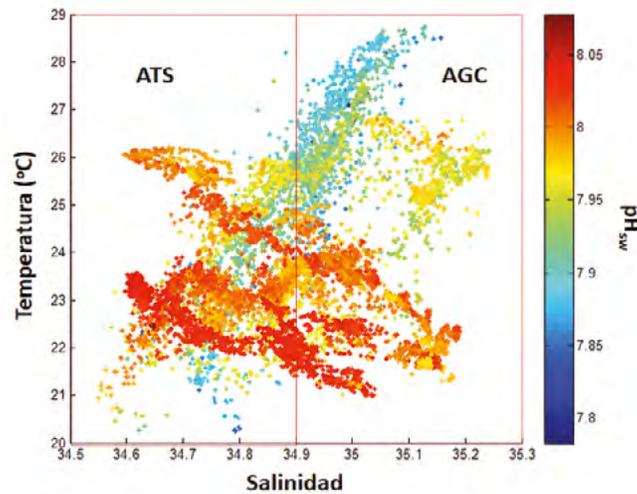
## Resultados y discusión

### *Presencia de distintas masas de agua en el arrecife*

Las mediciones mostraron influencia estacional de dos masas de agua, AGC a partir de enero y durante el invierno, y ATS durante primavera-verano, lo cual es congruente con el patrón de circulación reportado para la región oceánica de la entrada del Golfo de California (Castro *et al.*, 2006). La Figura 3 muestra un diagrama de temperatura y salinidad con la escala de pH superpuesta,

donde se observan condiciones de pH bajo un amplio gradiente de temperatura y salinidad. El patrón del estado de saturación fue similar al del pH (Figura 4).

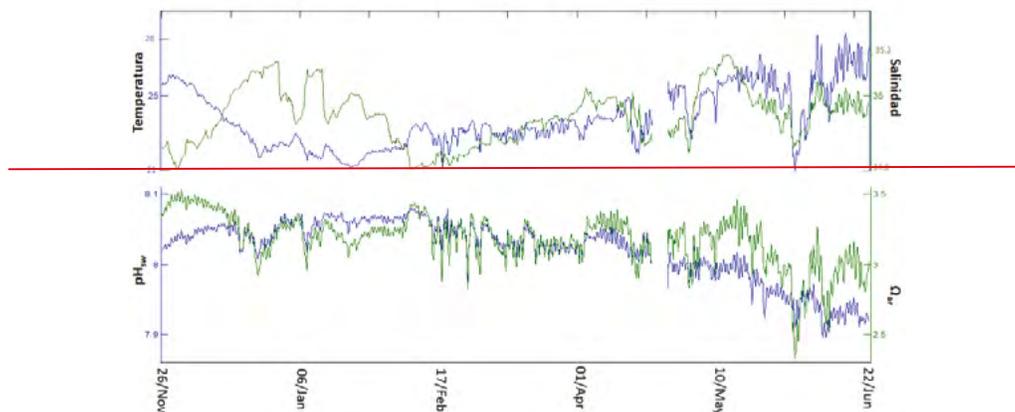
En una escala estacional, las variaciones de  $\Omega_{ar}$  observadas durante el estudio estuvieron marcadas por la presencia de tipos de masas de agua con distinta composición química. La variación diurna también varió estacionalmente (Figura 5), por ejemplo el  $\Omega_{ar}$  durante una semana en invierno tiene una variación de 0.1 unidades  $\Omega_{ar}$ , mientras que en verano fue de 0.6 unidades.



**Figura 3.** Diagrama TS con gradiente de  $\text{pH}_{sw}$  medido. Se observa condiciones de pH similares a través de grandes gradientes de temperatura y salinidad. Cada punto representa una medición, realizadas en intervalos de 30 minutos.

#### *Eventos con condiciones del pH, Oxígeno y $\Omega_{ar}$ a distintas escalas temporales*

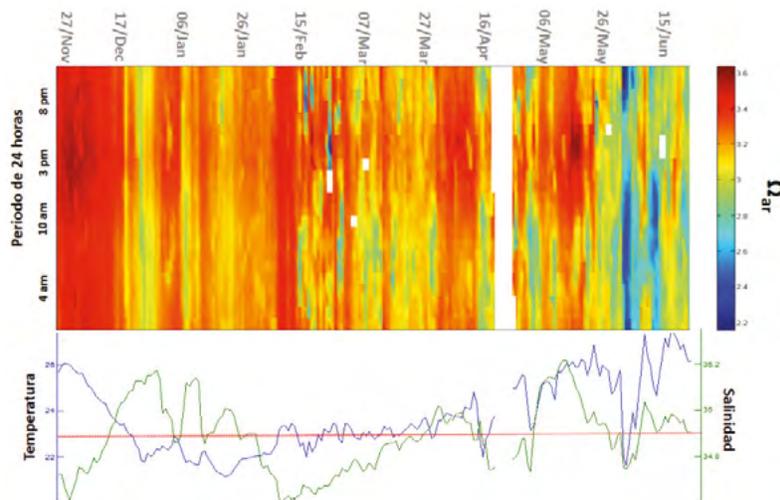
El pH presentó una media global de  $7.98 \pm 0.04$ , con una marcada disminución a partir de inicios de junio (Figura 4). Los valores de  $\Omega_{ar}$  encontrados estuvieron entre 3.2-3.4, aunque las condiciones con menor pH ( $<\Omega_{ar}$ ) fueron durante diciembre a abril, relacionadas a AGC y dos meses del ATS; los mayores valores de pH ( $>\Omega_{ar}$ ) estuvieron presentes de mayo-junio. Durante primavera-verano (mayormente ATS) estuvieron presentes las condiciones más óptimas para la calcificación coralina ( $>\Omega_{ar}$ ). El oxígeno disuelto (OD) estuvo siempre por arriba de  $3.4 \text{ ml/l}^{-1}$ .



**Figura 4.** Serie de tiempo de temperatura, salinidad,  $\text{pH}_{sw}$ , y  $\Omega_{ar}$ . Se observa la variabilidad de la presencia de ATS y AGC (límite es línea roja) con un patrón no muy definido en esta escala.

Durante el periodo de estudio se registraron dos eventos (5-10 d de duración) con bajo pH ( $<7.9$ ), bajo  $\Omega_{ar}$  ( $<2.6$ ), baja temperatura ( $<22$  °C) y bajo OD ( $<4$  ml/l<sup>-1</sup>). Estos eventos son más fácilmente identificados en la Figura 5, la cual presenta los valores de  $\Omega_{ar}$  organizados en una gráfica con doble escala temporal (estacional vs diurna). Además, se observaron los procesos de fotosíntesis y mareas, identificables como oscilaciones diurnas del oxígeno y pH para el primero, y fluctuaciones en temperatura y salinidad para el segundo.

Aunque la magnitud de los efectos reportados para los corales con respecto al estrés térmico, OD disminuido, o bajo pH -  $\Omega_{ar}$  son reportados a nivel de especie, existen ciertas generalidades. Además, a pesar de los efectos negativos registrados fueron medidos bajo condiciones experimentales, el tiempo entre la exposición y la respuesta están en el orden de horas a días. Por ejemplo, el metabolismo de los corales tienen efectos negativos frente a un bajo pH (alto DIC y bajo  $\Omega_{ar}$ ): el proceso de calcificación se ve disminuido en un periodo de horas (Holcomb *et al.*, 2014; Jokiel *et al.*, 2014) (Figura 5). Mientras que la presencia de una baja temperatura durante días produce blanqueamiento por estrés térmico (expulsión de simbiontes), afectando la captación de energía (Roth *et al.*, 2012). Por otra parte, la literatura reporta que una concentración de OD  $< 3$  ml/l<sup>-1</sup> durante  $\sim 3$  d también puede producir blanqueamiento y pérdida de tejido (Haas *et al.*, 2014).



**Figura 5.** Diagrama Hovmoller que muestra la variabilidad diurna en un periodo de 24 h del  $\Omega_{ar}$  a lo largo del estudio, así como la temperatura y salinidad. La línea roja define el límite entre ATS-AGC.

Por otra parte, ya que el tiempo de residencia del agua de mar en Cabo Pulmo es corto, ya que carece de laguna arrecifal, es posible que en escalas más cortas tiempo, estas masas de agua superficiales puedan estar mezclándose con agua subsaturada (ASsSt) rica en carbono inorgánico y baja temperatura, eventos forzados por efectos de mareas y viento. Es posible que esto haya provocado los eventos observados de bajo pH, bajo OD y baja temperatura, con una duración en el orden de días.

## Conclusiones

Lo anterior sugiere que la comunidad coralina está adaptada a estas grandes variaciones estacionales y diurnas, pero durante estos eventos poco frecuentes de baja temperatura, bajo OD, y bajo  $\Omega_{ar}$ , bien pueden afectar de manera considerable a estos organismos calcificadores. Aunque, no se puede descartar que el estrés causado por la relativamente alta variación estacional pudiera afectar su resiliencia, lo cual implicaría que son más vulnerables ante los eventos mencionados.

## Bibliografía

- Allemand D., E. Tambutté, D. Zoccola, S. Tambutté. 2011. Coral calcification: cells to reefs. In: Z. Dubinsky, E. Stambler (Eds). *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer Berlin. pp. 122-150.
- Brusca R. C., D. A. Thomson. 1975. Pulmo reef: the only "coral reef" in the Gulf of California. *Ciencias Marinas* 1:37-53.
- Canfield D. E., F. J. Stewart, B. Thamdrup, L. De Brabandere, T. Dalsgaard, E. F. Delong, N. P. Revsbech, O. Ulloa. 2010. A cryptic sulfur cycle in oxygen-minimum-zone waters off the Chilean coast. *Science* 330:1375-1378.
- Castro R., R. Durazo, A. Da Silveira-Mascarenhas, C. A. Collins, A. Trasviña-Castro. 2006. Thermohaline variability and geostrophic circulation in the southern portion of the Gulf of California. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 53:188-200.
- Cepeda-Morales J., G. Gaxiola-Castro, E. Beier, V. Godínez. 2013. The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 76:1-12.
- Cortés J. 2003. Coral reefs of the Americas: an introduction to Latin American coral reefs. *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Amsterdam: 1-7.
- Dickson A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian. 2007. *Guide to best practices for ocean CO<sub>2</sub> measurements*. 191 pp.
- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119:2923-2937.
- Haas A. F., J. E. Smith, M. Thompson, D. Deheyn. 2014. Effects of reduced dissolved oxygen concentrations on physiology and fluorescence of hermatypic corals and benthic algae. *PeerJ*.
- Hernández-Ayón J. M., C. Chapa-Balcorta, C. Delgadillo-Hinojosa, F. CamachoIbar, V. Froylan, M. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect, J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Holcomb M., A. A. Venn, E. Tambutte', S. Tambutte', D. Allemand, J. Trotter, M. McCulloch. 2014. Coral calcifying fluid pH dictates response to ocean acidification. *Nature Scientific Reports* 4:5207.
- Jokiel P. L., C. P. Jury, K. S. Rodgers. 2014. Coral-algae metabolism and diurnal changes in the CO<sub>2</sub>-carbonate system of bulk sea water. *PeerJ*.
- Kleypas J. A., J. W. McManus, L. A. Menez. 1999. Environmental Limits to Coral Reef Development: Where Do We Draw the Line? *American Zoologist* 39:146-159.
- Reyes-Bonilla H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. In: Cortés, J. (ed). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Amsterdam: 331-349.
- Roth M. S., R. Goericke R. D. Deheyn. 2012. Cold induces acute stress but heat is ultimately more deleterious for the reef-building coral *Acropora yongei*. *Nature Scientific Reports* 2.



## 2.15 El papel de las selvas tropicales inundables en el almacén de carbono azul

Infante-Mata Dulce<sup>1</sup>; Sánchez-Mejía Zulia M.<sup>2</sup>; Moreno-Casasola Patricia<sup>3</sup> y Madero-Vega Carolina<sup>3</sup>

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Antiguo Aeropuerto km 2.5 Tapachula, Chiapas, CP 30700. Autor para correspondencia: zuliams@udel.edu

<sup>2</sup>Plant and Soil Sciences, Universidad de Delaware, 531 South College Av, CP 19716, Newark, Delaware, USA.

<sup>3</sup>Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, CP 91070.

### Resumen

Mundialmente reconocidos por los servicios ecosistémicos que proveen los humedales, se les adjudica también un importante papel en el “Carbono Azul” (CA). Cuantificar el potencial de carbono que se almacena en ecosistemas costeros como las selvas tropicales inundables, e identificar el papel que juegan en los ciclos biogeoquímicos es de suma importancia debido a la conectividad que existe en la interface terrestre-marina. A lo largo de un gradiente latitudinal en Veracruz, México se monitorearon cinco sitios donde se desarrollan las selvas tropicales inundables, tres de ellas en la planicie de inundación (domina *Pachira aquatica*) y en dos depresiones de dunas (domina *Pachira aquatica* y *Annona glabra*). Se propone que los sitios en la planicie contienen mayor almacén de carbono en biomasa aérea arbórea que en las depresiones de dunas, influenciado por salinidad, se espera también que los sitios de mayor diversidad sean importantes almacenes de carbono. Se midieron parámetros estructurales (*i.e.*, altura, DBH) para cuantificar biomasa área de los árboles y parámetros ambientales (*i.e.*, salinidad, precipitación, suelo). En general los sitios en la planicie de inundación ( $110.6 \pm 45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) almacenan casi el doble que las hondonadas ( $60.6 \pm 27 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Este almacén está relacionado con la biomasa aérea ( $r^2 = 0.79$ ), pero no está limitado por el número de especies ( $r^2 = 0.07$ ). La precipitación entre sitios varía por casi 500 mm y limita el área basal ( $r^2 = 0.85$ ), altura ( $r^2 = 0.37$ ) y por tanto el almacén de carbono ( $r^2 = 0.55$ ). El almacén de carbono en biomasa es limitado por la salinidad intersticial ( $r^2 = 0.29$ ) más que la superficial ( $r^2 = 0.27$ ).

**Palabras clave:** almacén de carbono, carbono azul, interface terrestre-marino, selvas bajas inundables.

### Abstract

The ecosystem services that wetlands provide are well known worldwide, in addition to the recent recognition of their role in the carbon cycle and therefore known as “Blue Carbon”. There is a great need to quantify the potential role of coastal tropical freshwater forested wetlands (CTFFW) related to carbon storage, fluxes, and biogeochemical cycles, due to the terrestrial-coastal connectivity. In this study we monitored five CTFFW along a latitudinal gradient in the coast of Veracruz, three sites in the floodplains (dominated by *Pachira aquatica*) and two in the dune depression (dominated by *Pachira aquatica* y *Annona glabra*). Hypothetically, sites in the floodplain will have more carbon stored in biomass than sites in the dune, controlled by salinity, and we expect that sites with high diversity are important carbon storage as well. Structure parameters were measured (*i.e.*, height, DBH) to quantify aboveground biomass, as well as environmental parameters (*i.e.*, salinity, precipitation, soil characteristics). In general sites in the floodplain ( $110.6 \pm 45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) store more carbon than sites in the dune ( $60.6 \pm 27 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). This storage is related to aboveground biomass ( $r^2 = 0.79$ ), but not limited by the number of species. Precipitation varies spatially by about 500 mm and limits the basal area growth ( $r^2 = 0.85$ ), height ( $r^2 = 0.33$ ), and therefore carbon storage ( $r^2 = 0.55$ ). Carbon storage is controlled by interstitial salinity ( $r^2 = 0.29$ ) and in less proportion by surface salinity ( $r^2 = 0.27$ ).

**Key words:** carbon storage, blue carbon, terrestrial-marine interphase, coastal tropical freshwater wetlands.

## Introducción

Las selvas inundables juegan un importante papel en la conectividad entre ecosistemas terrestres y costeros. Su función es crucial en el control de inundación, almacén de materia orgánica y retención de sedimento (Bernal y Mitsch, 2013; Campos *et al.*, 2011). Este tipo de ecosistema se encuentran en planicies de inundación donde el manto freático está expuesto, en la periferia de lagunas costeras, o como parches de vegetación en zonas inundables, y en ocasiones asociado con manglares (Infante-Mata *et al.*, 2014; Moreno-Casasola *et al.*, 2010; Rincón, 2014). Se caracteriza por especies vegetativas con adaptaciones para vivir en condiciones casi anóxicas; en la zona costera del Golfo de México las especies dominantes son *Pachira aquatica* y *Annona glabra* (Infante-Mata, 2011a) y en algunos casos *Ficus sp.* o palmas (*Roystonea dunlapiana* y *Attalea liebmanni*) (Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2010).

La geomorfología tiene un efecto en la composición y estructura de las selvas inundables, por ejemplo en las planicies de inundación tienen una composición de especies diferente y con mayor DAP (diámetro a la altura del pecho) que selvas inundables de las depresiones de dunas (Infante-Mata *et al.*, 2011b). Con respecto a la producción de hojarasca en las selvas inundables se encuentra una relación con la geomorfología y con la composición de especies (Infante-Mata *et al.*, 2011a). La diversidad de especies en humedales herbáceos y arbóreos en Veracruz ha sido reportada por (Moreno-Casasola *et al.*, 2011) y su relación con parámetros ambientales ha sido estudiada a nivel de paisaje (Moreno-Casasola *et al.*, 2010) y a nivel de comunidades (Hernandez *et al.*, 2014; Infante-Mata *et al.*, 2011; Moreno-Casasola *et al.*, 2011). Los trabajos anteriores han permitiendo reconocer la riqueza de los humedales y la distribución de las especies en la zona costera y las especies dominantes que los diferencian.

La importancia de los humedales costeros en Veracruz como proveedores de servicios ambientales es evidenciada por Campos *et al.*, (2011), en la capacidad de almacenar carbono y agua en el suelo de las selvas inundables y humedales herbáceos. Con respecto a la capacidad de secuestrar carbono y la densidad aparente del suelo, los humedales con suelos más ligeros son los que están compuestos con mayor cantidad de carbono (Marín-Muñiz, *et al.*, 2011). En cuanto a la pérdida de estos servicios por cambio de uso de suelo de selvas inundables a pastizales. Hernandez *et al.*, (2014) identifican una disminución del carbono orgánico en suelo y un incremento de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. La variabilidad ambiental intra-anual en las selvas inundables de Veracruz también modifica la dinámica de los flujos de gases, por ejemplo, durante la temporada de lluvias y nortes se incrementan las emisiones de CH<sub>4</sub> y durante la temporada de secas las de CO<sub>2</sub>, siendo el nivel de agua y el potencial redox los principales factores que lo promueven (Marín-Muñiz *et al.*, 2015).

Considerando el conocimiento existente sobre las selvas inundables es de interés analizar su importancia con respecto al servicio ambiental de Carbono Azul para lo cual se propusieron los siguientes objetivos: 1) cuantificar el potencial de almacén y flujo de carbono de las selvas inundables de la planicie costera central del Golfo de México con diferente geomorfología, diversidad y estructura, 2) determinar la influencia de la salinidad superficial, intersticial y subterránea sobre estos almacenes y flujos en las selvas inundables, y 3) determinar cómo influye la diversidad de especies en los almacenes y flujos de carbono de las selvas inundables.

Se hipotetiza: 1) que las selvas inundables de la planicie contienen mayor almacén de carbono en biomasa aérea arbórea, porcentaje de carbono en suelo y en hojarasca que en las selvas de las depresiones de dunas; 2) selvas inundables con mayor influencia de salinidad disminuyen su capacidad de almacenar y producir carbono, por el estrés que la salinidad ejerce sobre funciones fisiológicas de

las plantas y 3) el almacén y producción de carbono en las selvas inundables está influenciado por la diversidad, los sitios de mayor diversidad son asociados con mayor almacén de carbono.

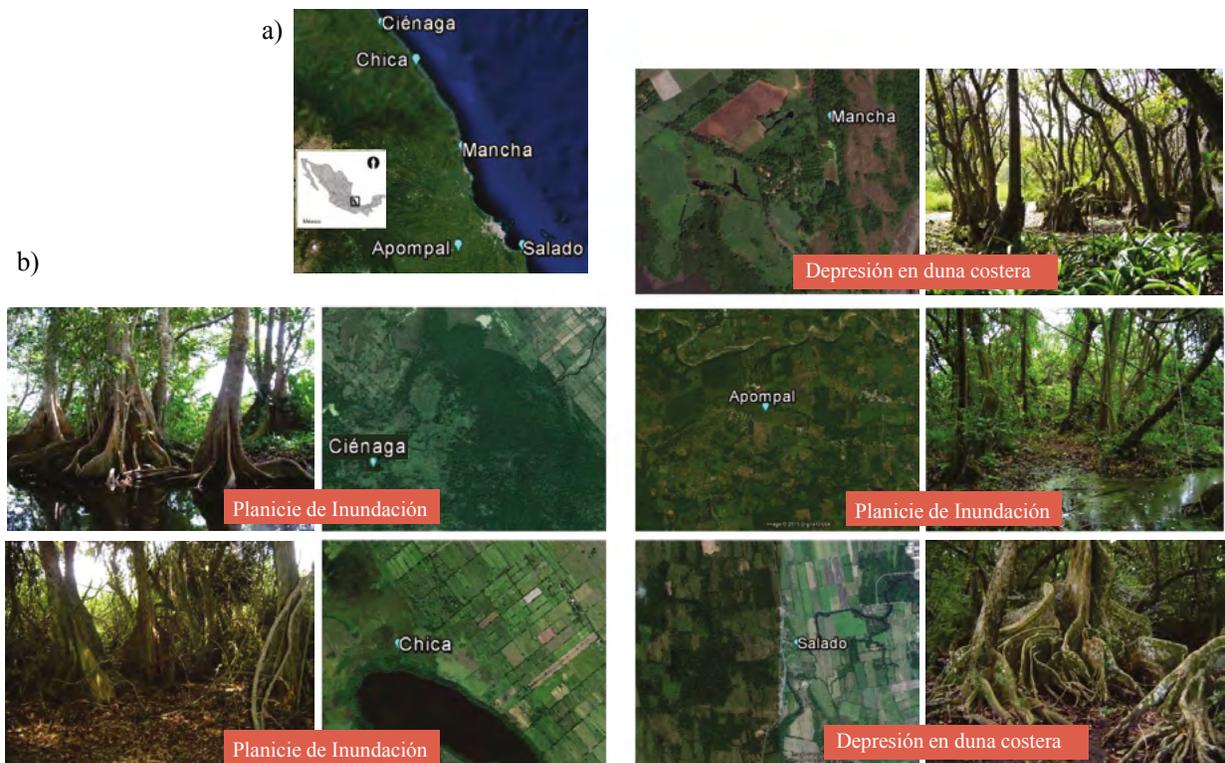
## Materiales y métodos

### Zona de estudio

Se trabajó en cinco sitios con selvas inundables. De Norte a Sur se encuentran Ciénaga del Fuerte en el Municipio de Tecolutla ( $20^{\circ}18'34.80''$  Norte y  $96^{\circ}54'56.20''$  Oeste), laguna Chica en Vega de Alatorre ( $20^{\circ}05'47.8''$  Norte y  $96^{\circ}41'23.8''$  Oeste), la Laguneta de la Mancha en Actopan ( $19^{\circ}35'52.91''$  Norte y  $96^{\circ}22'53.81''$  Oeste), La Apompal en Jamapa ( $19^{\circ}1'19.39''$  Norte y  $96^{\circ}17'6.61''$  Oeste) y El Salado en el municipio de Alvarado ( $19^{\circ}2'4.40''$  Norte y  $95^{\circ}59'1.52''$  Oeste) (Figura 1).

En la región se distinguen tres temporadas; la de lluvias de julio a octubre, la de nortes de noviembre a febrero y la de secas de marzo a junio. La precipitación fluctúa entre 1156 y 1646 mm, registrándose el 80% de la precipitación entre julio y septiembre. La temperatura media anual se encuentra entre 22 y 25 °C.

El sitio de la Mancha recibe la menor cantidad de precipitación promedio anual (Cuadro 1a), mientras que Apompal recibe la mayor cantidad. En cuanto a diversidad Ciénaga tiene el mayor número de especies, mientras que Chica tiene el menor número registrados (Cuadro 1).



**Figura 1.** Distribución espacial de las selvas estudiadas: a) imágenes para cada selva con vista aérea y fotografía del sitio, b) la vista aérea muestra claramente la presión por cambio de uso de suelo (vistas aéreas, Google Earth, DATA SIO, NOAA).

**Cuadro 1.** Características de los sitios de estudio en cuanto a tipo de humedal, número de especies, precipitación anual (PPT), salinidad y tipo de suelo.

	Tipo de humedal	Número de Especies	PPT	Salinidad superficial*	Salinidad intersticial*	Salinidad subterránea *	Tipo de Suelo
		<i>n</i>	mm	ppt	ppt	ppt	
Ciénaga	planicie costera	45	1436	0.23 ±0.01	0.29 ±0.02	0.36 ±0.01	Arcilloso
Chica	planicie costera	12	1398	1.81 ±0.38	3.34 ±0.34	7.15 ±0.28	Margo areno arcilloso
Mancha	depresión en duna costera	44	1156	0.30 ±0.00	0.53 ±0.04	0.35 ±0.03	Margo arenoso
Apompal	planicie costera	32	1646	0.17 ±0.01	0.24 ±0.01	0.17 ±0.01	Margo arenoso
Salado	depresión en duna costera	20	1592	0.23 ±0.01	0.3 ±0.01	0.27 ±0.01	Margo arcilloso

\* promedio anual

### *Muestro en campo*

El muestro en campo se realizó entre noviembre del 2005 y octubre del 2006. En cada sitio de estudio se registraron las variables dasométricas (*i.e.*, diámetro a la altura del pecho DAP, altura), de composición (ver (Infante-Mata *et al.*, 2011) para listado completo), productividad y ambientales (*i.e.*, salinidad).

### *Producción de hojarasca*

En cada sitio de estudio se colocaron 15 trampas de hojarasca de malla mosquitero de 52 cm de diámetro y con un área de 0.2123 m<sup>2</sup>. En total fueron instaladas 75 trampas (Infante-Mata y Moreno-Casasola, 2009). La hojarasca fue colectada mensualmente de noviembre 2005 a octubre 2006. La hojarasca fue secada en una estufa a (70 °C, 48 h) y pesada con una balanza OHAUS (mod. CT200).

### *Estructura de la vegetación*

Los parámetros estructurales de los árboles se midieron en parcelas de 10 x 10 m. Para cada sitio se evaluaron de 10 a 20 parcelas. Para cada árbol se registró la especie, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura (Infante-Mata y Moreno-Casasola, 2009).

### *Carbono total en suelo*

Se colectaron cinco muestras de suelo de cada selva en octubre 2005 (temporada de lluvias) y cinco muestras de suelo en junio 2006 (temporada de secas). En laboratorio se les determinó carbono total (%) usando combustión seca (LECO 2002, LECO Corporation, St. Joseph, Michigan, USA). El contenido de carbono se comparó entre selvas a través de un análisis de varianza de una vía (*n*= 10 por sitio, *N*= 50). Se realizaron las transformaciones de los porcentajes a arcoseno para cumplir con los supuestos estadísticos de normalización de datos. Los promedios se compararon a través de un análisis de Tukey.

### *Salinidad del agua*

La obtención del agua intersticial se hizo con un tubo de cobre de 0.3 mm de diámetro y 50 cm de largo, perforado en un extremo y en el otro unido a una manguera con una jeringa de 60 ml adaptada para succionar hasta extraer agua. Para la colecta del agua subterránea se colocaron pozos de monitoreo (tubos de pvc) a una profundidad de 1.5 m. El agua superficial se colectó directamente de la columna de agua que estaba sobre el suelo. A cada muestra de agua se le midió la salinidad con un multiparamétrico marca YSI (Mod. 550).

### *Ecuaciones para la estimación de carbono almacenado*

Con los datos de estructura (DAP, altura) colectados para cada sitio se realizó un ejercicio para convertir esto a biomasa aérea y posteriormente a carbono almacenado. Se reconoce que este ejercicio presenta incertidumbre debido a la falta de información relacionada a este particular tipo de ecosistema en cuanto a ecuaciones alométricas, sin embargo se empleó un aproximado de bosques tropicales húmedos.

$$BA = 0.0776 \times (\rho D^2 H)^{0.94} \quad (1)$$

donde,  $BA$  es Biomasa Área,  $\rho$  es densidad de madera ( $0.55 \text{ g cm}^{-3}$ ),  $D$  es diámetro a la altura del pecho (cm) y,  $H$  es altura (cm) (Chave *et al.*, 2005).

Para realizar la conversión a C se empleó el factor de conversión de 0.5 (Fourqurean *et al.*, 2014; Kauffman y Donato, 2012), este factor de conversión fue empleado tanto para expresar biomasa aérea y producción de hojarasca anual en términos de carbono.

### *Relación entre productividad y parámetros ambientales*

Se determinó la influencia de salinidad a nivel superficial, intersticial, y subterránea en el almacén de carbono en biomasa, en la producción de hojarasca, y en el porcentaje de carbono de suelo. Este análisis se realizó empleando el programa JPM (SAS Institute, Inc. 2013).

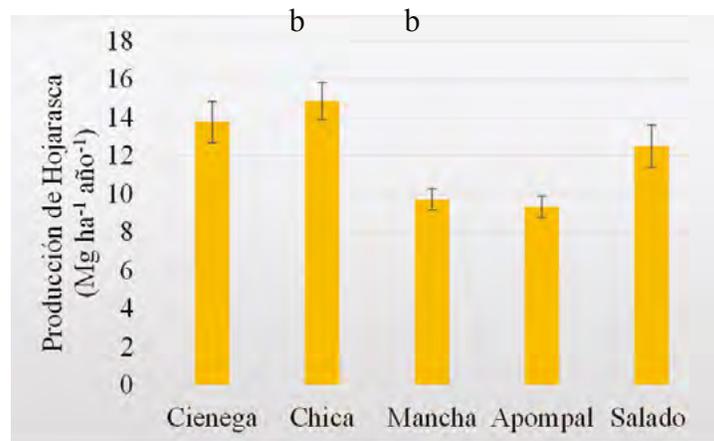
## **Resultados y discusión**

Los resultados se presentan por cuantificación del almacén de carbono en biomasa aérea y la productividad de hojarasca en términos de carbono, así como el porcentaje de carbono en suelo. Adicionalmente, se analiza la influencia de la salinidad en estos almacenes y flujos de carbono para cada una de las selvas inundables.

### *Producción de hojarasca anual*

La producción de hojarasca es generalmente mayor en las selvas ubicadas en la planicie de inundación que en las de depresión de dunas costera (Infante-Mata *et al.*, 2011a) (Figura 2).

Esta hojarasca contribuye a los flujos laterales de carbono que conectan a estos ecosistemas terrestres con los costeros como los manglares y marismas.



**Figura 2.** Producción de hojarasca por selva inundable. Periodo noviembre 2005 a octubre 2006. Media±ES son presentadas. Diferentes letras indican diferencias significativas ( $F= 8.22$ ;  $P< 0.0001$ ), (Infante-Mata *et al.*, 2011a).

### Estructura de vegetación y Carbono almacenado

La vegetación de las selvas inundables presenta un rango de área basal entre  $32.70 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  en la selva de La Mancha a  $76.42 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  en la selva de la Apompal (Cuadro 2). La altura promedio entre sitios es menos variable que el área basal, Ciénega y Apompal alcanzan mayor altura que el resto de los sitios (Cuadro 2).

En general los sitios en la planicie de inundación ( $110.6 \pm 4.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) almacenan casi el doble que en las depresiones de dunas costeras ( $60.6 \pm 2.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) (Cuadro 2). Este almacén está relacionado con el área basal ( $r^2= 0.79$ ,  $a= 2.34$ ,  $b= 52.61$ ), pero no está limitado por el número de especies ( $r^2= 0.07$ ). La precipitación entre sitios varía por casi 500 mm y limita el área basal ( $r^2= 0.85$ ,  $a= 0.092$ ,  $b= -73.69$ ), altura ( $r^2= 0.37$ ,  $a= 0.019$ ,  $b= -10.82$ ) y por tanto el almacén de carbono ( $r^2= 0.55$ ,  $a= 0.19$ ,  $b= -195.13$ ) (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Resultados del porcentaje de carbono en suelo, almacén de carbono en biomasa aérea y flujos de carbono por productividad de hojarasca, de las selvas inundables de la planicie costera del Golfo de México.

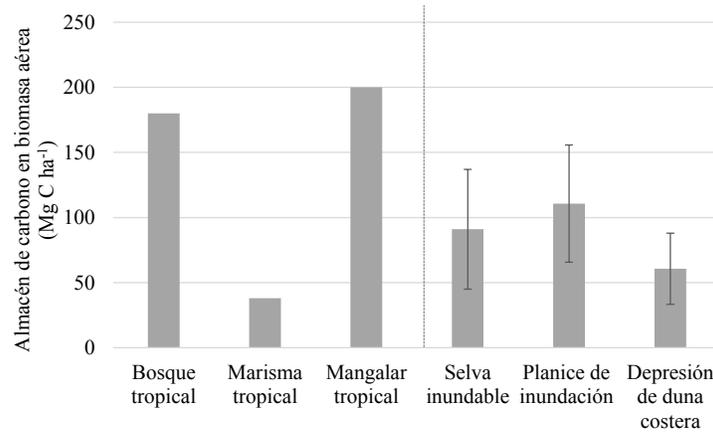
Carbono total en Suelo		Biomasa aérea*				Hojarasca**	
	%	área basal $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$	altura m	biomasa $\text{Mg ha}^{-1}$	almacén de carbono $\text{Mg C ha}^{-1}$	productividad $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	flujo de carbono $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$
Ciénega	10	71.15	25	275.1	137.6	13.76	6.88
Chica	25	47.44	12	94.3	47.1	14.85	7.425
Mancha	18	32.7	12	66.5	33.2	9.71	4.855
Apompal	33	76.42	25	294.2	147.1	9.33	4.665
Salado	9	73.73	15	176.0	88.0	12.5	6.25

\* promedios por sitio (ver Infante-Mata *et al.*, 2011)

\*\* promedios por sitio (ver Infante-Mata *et al.*, 2010)

A pesar de las incertidumbres debido a la falta de ecuaciones alométricas específicas para este tipo de ecosistema, se observa que las selvas inundables contribuyen considerablemente al almacén de carbono en biomasa aérea, sitios como Ciénega y Apompal (Cuadro 2) contribuyen de forma similar a lo que un bosque tropical o un manglar (Figura 3). Debido a las diferencias geomorfológicas entre

selvas inundables, observamos una gran variabilidad en su contribución a los almacenes de carbono con respecto a biomasa aérea, lo que se puede observar en el promedio de sus valores con respecto a su medida de dispersión (error estándar) en comparación con otros tipos de ecosistemas (Figura 3).

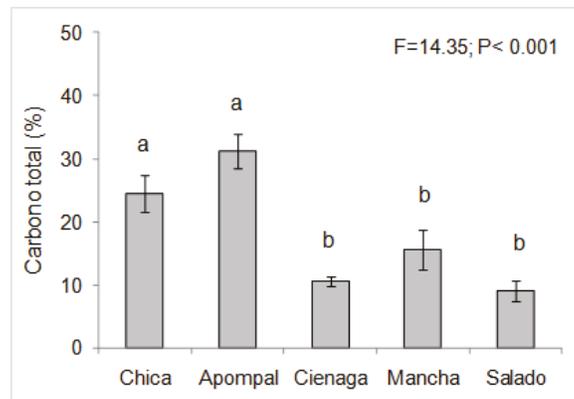


**Figura 3.** Carbono almacenado en biomasa aérea para diferentes sistemas tropicales (Adame *et al.*, 2013; Bernal y Mitsch 2013), y las selvas inundables de este estudio.

### Carbono en Suelo

El suelo de las selvas muestra diferente capacidad en el almacenamiento de carbono (Figura 4). Las selvas con un mayor contenido de carbono total fueron laguna Chica y Apompal, con valores de 25 a 30% por lo que se definen como selvas orgánicas. Las selvas que se considerarían con tendencia a suelos más minerales son Ciénaga, La Mancha y El Salado. Para selvas inundables y popales en la misma región de estudio (Campos *et al.*, 2014) encuentran valores de carbono orgánico de 26.2% en selvas de *Pachira* 23.1% en selvas inundables de *Ficus* y 11.2% en popales-tulares. Adicionalmente demuestran la importancia de estos ambientes por la cantidad de agua que almacenan en su suelo que es de 556 a 834 l m<sup>-2</sup> para selvas inundables y de 687 a 880 l m<sup>-2</sup> para tulares-popales.

Las selvas inundables con gran contenido de carbono están funcionando como un almacén de carbono y nutrientes que a través de flujos de agua y desbordamiento de los ríos exportan nutrientes hacia los ecosistemas adyacentes (otros humedales, tierra firme o incluso plataforma continental). Ewel (2010), hace referencia de la importancia de las selvas inundables como ecosistemas exportadores de nutrientes y que subsidian la productividad de manglares y cuerpos de agua costeros.

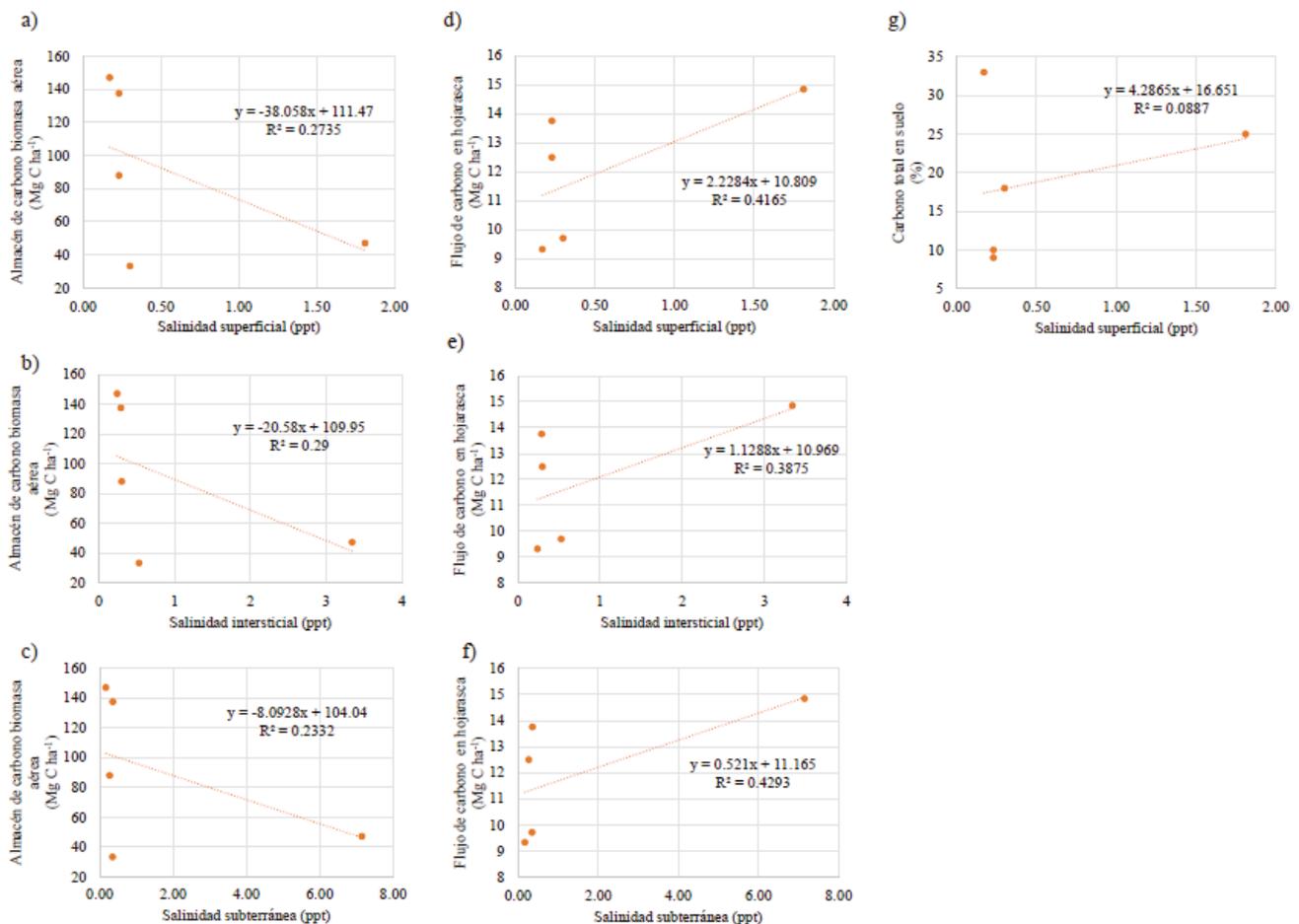


**Figura 4.** Contenido de carbono ( $\pm$  error estándar) en el suelo de las selvas inundables. Letras diferentes indican diferencias significativas.

### Influencia de la salinidad en el los almacenes y flujos de carbono

Se presenta la relación de los promedios anuales de salinidad a diferentes profundidades y los promedios también anuales de carbono almacenado en biomasa, y los flujos expresados por la hojarasca, y salinidad superficial y su influencia en carbono en suelo a nivel superficial (Figura 5).

Se observa que al aumentar la salinidad superficial, intersticial, o subterránea decrece el carbono almacenado en biomasa aérea de las selvas inundables (a, b, c) aquí estudiadas. Esta tendencia está fuertemente influenciada por la laguna Chica, la cual es una selva inundable compuesta por una mezcla de especies de manglar y con lianas abundantes, el hidroperiodo se encuentra en la planicie de inundación de una laguna costera y está sujeta a la intrusión salina por marea. Es por ello que en este sitio los valores de salinidad son particularmente elevados en comparación con el resto de las selvas. La producción de hojarasca se ve influenciada por la salinidad a diferentes profundidades (d, e, f), de nuevo la tendencia es marcada debido a los valores de laguna Chica, en este sitio la alta presencia de lianas contribuye a la elevada producción de hojarasca, como éstas no son directamente influenciadas por la salinidad debido a su forma de crecimiento la influencia se ve enmascarada.



**Figura 5.** En a, b, c se muestra la influencia de la salinidad superficial a diferentes profundidades en los almacenes, y en d, e, f en los flujos de carbono. En g se presenta la relación entre el porcentaje de carbono en suelo y la salinidad superficial.

La salinidad en estos sitios no controla el porcentaje de carbono en suelo al menos a esta escala (g).

Al igual que los ecosistemas costeros responden a la salinidad, el almacén de carbono y los flujos de carbono en selvas inundables se ve fuertemente influenciado por dicha variable ambiental, cabe mencionar que en este caso la concentración es mucho más baja que en ecosistemas como manglar.

Esto es especialmente importante en el desarrollo de estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático y en manejo sustentable de cuencas y en especial la zona costera.

## Conclusiones

La alta productividad de las selvas inundables lleva a preguntar cuál es la tasa de exportación de carbono a los ecosistemas aledaños como lo son el manglar, lagunas costeras, ríos, zona de pastos marinos y plataforma marina.

La alta productividad de hojarasca en las selvas inundables y su potencial de almacenamiento de biomasa en carbono debe de ser reconocida a la par de la productividad de los manglares y de otros ecosistemas, además del papel que tienen en el secuestro de carbono en suelo y la regulación en los flujos de gases, y nutrientes. La productividad de hojarasca se ve influenciada por la composición de las especies siendo las lianas un tipo funcional que puede llegar a aportar mayor cantidad que los árboles que están estructurando al sistema por ejemplo laguna Chica.

La salinidad del agua de las selvas inundables es baja por lo que son zonas que pueden estar amortiguando la entrada de la cuña salina, siempre y cuando no sean drenados y mantengan su hidroperiodo base. Uno de los cambios que se registró en relación al almacén de carbono en biomasa aérea es su disminución en la selva de laguna Chica que es la que presenta mayor salinidad de los sitios estudiados. Y una tendencia general de estas selvas a disminuir el almacén de biomasa en relación a la salinidad del agua superficial, intersticial y subterránea.

El esquema por pago de servicios ambientales debe de contemplar la variación ambiental relacionándola con la productividad ya que el emplear un promedio anual no refleja la importancia real de cada temporada (secas vs. lluvias) (Infante-Mata *et al.*, 2011b).

Las selvas inundables actualmente están reducidas a fragmentos por lo que a nivel de paisaje se subyuga a la conectividad con otros sistemas, se disminuye el potencial a nivel funcional que tienen para regular el ciclo del carbono y del agua en la zona costera, así como una inherente pérdida de biodiversidad.

En este estudio se resalta la importancia de las selvas inundables y el potencial papel que tienen como ecosistemas en la interface terrestre-marino en los esquemas de carbono azul. Adicionalmente, se reconoce que existen vacíos de conocimiento específicos a estos sistemas (*i.e.*, ecuaciones alométricas) y espacialmente el estudio de estos ecosistemas en otras regiones costeras de México. La experiencia desarrollada para el conocimiento de las selvas inundables en Veracruz podría ser replicada usándola como modelo para desarrollar el conocimiento en otras selvas inundables del país.

## Bibliografía

- Adame M. F., J. Boone-Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza, J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *Plos One* 8.
- Bernal B., W. J. Mitsch. 2013. Carbon sequestration in freshwater wetlands in Costa Rica and Botswana. *Biogeochemistry* 115:77-93.
- Campos A., M. E. Hernandez, P. Moreno-Casasola, E. C. Espinosa, A. Robledo, D. I. Mata. 2011. Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Sciences Journal- Journal Des Sciences Hydrologiques* 56:1388-1406.
- Campos C. A., S. G. Aguilar, R. Landgrave. 2014. Soil organic carbon stocks in Veracruz State (Mexico) estimated using the 1:250,000 soil database of INEGI: biophysical contributions. *Journal of Soils and Sediments* 14:860-871.

- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescuré, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riera, T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Ewel K. C. 2010. Appreciating tropical coastal wetlands from a landscape perspective. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:20-26.
- Fourqurean J., B. Johnson, J. Kauffman, H. Kennedy, C. Lovelock, J. Magonigal, A. Rahman, N. Saintilan, M. Simard. 2014. Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal marshes, and seagrass meadow. Edited by Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, M. Telszewski. Arlington, Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- Hernandez M. E., J. K. Marín-Muñiz, P. Moreno-Casasola, V. Vázquez. 2014. Comparing soil carbon pools and carbon gas fluxes in coastal forested wetlands and flooded grasslands in Veracruz, Mexico. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services and Management* 11:5-16.
- Infante-Mata D. M., P. Moreno-Casasola. 2009. Biomasa y productividad vegetal. *In: Brevario para describir, observar y manejar humedales*. Edited by Moreno-Casasola, P., B. Warner. Xalapa, Veracruz, Mexico: RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service. pp. 249-264.
- Infante-Mata D., P. Moreno-Casasola, C. Madero-Vega. 2014. *Pachira aquatica*, as indicator of mangrove limit? *Revista Mexicana De Biodiversidad* 85:143-160.
- Infante-Mata D. M., P. Moreno-Casasola, C. Madero-Vega. 2011a. Litterfall of tropical forested wetlands of Veracruz in the coastal floodplains of the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany* 98:1-11.
- Infante-Mata D. M., P. Moreno-Casasola, C. Madero-Vega, G. Castillo-Campos, B. G. Warner. 2011b. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management* 262:1514-1531.
- Kauffman J. B., D. C. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Marín-Muñiz J. L., M. E. Hernández-Alarcón, P. Moreno-Casasola. 2011. Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 13:365-372.
- Marín-Muñiz J. L., M. E. Hernandez, P. Moreno-Casasola. 2015. Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment* 107:107-117.
- Moreno-Casasola P., D. Infante-Mata. 2010. Veracruz tierra de ciénagas y pantanos. Gobierno del Estado de Veracruz. Veracruz. 412 pp.
- Moreno-Casasola P., D. Infante-Mata, H. López-Rosas, L. A. Peralta, G. Castillo-Campos, A. C. Travieso-Bello, C. W. A. Méndez, G. Sánchez-Ríos. 2011. La biodiversidad de los humedales. *In: La Biodiversidad en Veracruz estudio de caso*. Edited by CONABIO, Veracruz: CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Instituto Nacional de Ecología A.C. pp. 217-218.
- Moreno-Casasola P., E. Cejudo-Espinosa, A. Capistran-Barradas, D. Infante-Mata, H. Lopez-Rosas, G. Castillo-Campos, J. Pale-Pale, A. Campos-Cascaredo. 2010. Floristic composition, diversity and ecology of freshwater marshes in the central coastal plain of Veracruz, Mexico. *Boletín De La Sociedad Botánica De México* 87:29-50.
- Rincón P. M. 2014. Bosques de zapotonales (*Pachira aquatica*) en la Reserva de la Biosfera la Encrucijada, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.



## 2.16 Aplicación de una relación empírica para el estudio del sistema del CO<sub>2</sub> en la región oceánica frente a Ensenada, B.C

Oliva-Méndez Norma L.<sup>1,2</sup>; Hernández-Ayón J. Martín<sup>2</sup>; Durazo Reginaldo<sup>1</sup>;  
Simone Alin R.<sup>3</sup> y Santamaría Eduardo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado Postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México. Autor para correspondencia: norma.oliva@gmail.com

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

<sup>3</sup>NOAA Pacific Marine Environmental Laboratory, Seattle, Washington, USA.

### Resumen

El estado de la acidificación de los océanos puede estimarse mediante datos hidrográficos calibrados con variables del sistema del carbono. Recientemente se desarrollaron modelos empíricos para calcular variables del carbono para las costas del Sur de California y la parte Norte de Baja California (B. C.). Estos modelos se pueden aplicar principalmente, en sitios donde existen datos hidrográficos pero también mediciones de variables del carbono disponibles para realizar calibraciones. El objetivo de este trabajo fue analizar los datos hidrográficos de un transecto costa-océano frente a las costas de Ensenada, correspondiente a la línea 100 del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de La Corriente de California) durante el periodo de 1998-2014. A dichos datos se les aplicó un modelo empírico para estimar el estado de saturación de aragonita ( $\Omega_a$ ) con la finalidad de identificar las posibles condiciones oceanográficas que influyeron en la variabilidad de la profundidad del horizonte de saturación que pudieron presentarse en los últimos 17 años en hábitats de moluscos y áreas de producción ostrícola aledañas a las costas de Ensenada. Se detectó que la temperatura, salinidad, oxígeno, pH, carbono inorgánico disuelto (CID) y  $\Omega_a$  presentaron una variabilidad estacional con diferentes escenarios oceanográficos: a) durante primavera-verano ocurre el flujo de la Corriente de California hacia el ecuador y se presentan eventos de surgencias; b) en otoño-invierno con la influencia el giro del Sur California, que puede transportar agua del subártico hacia el Ecuador en la porción más oceánica del transecto y hacia al polo en la más costera. Estas características oceanográficas promueven que la estación más costera presente variabilidad estacional, que se refleja en la profundidad del horizonte de  $\Omega_a$  más somero (~66 m<sub>+21</sub> m) en primavera y más profundo hacia el invierno (~122 m<sub>+35</sub>). Se ha reportado que las surgencias en las costas de B. C. son transportadas desde una profundidad entre 80 y 90 m en primavera-verano; por tanto agua subsaturada en carbonato de calcio con  $\Omega_a < 1$  puede transportarse por surgencias hacia la plataforma de las costas de B. C.

**Palabras clave:** surgencias, aragonita, corriente de California.

### Abstract

The status of the ocean acidification can be estimated by hydrographic calibrated data with carbon system variables. Recently empirical models for the coast of southern California and northern Baja California (B. C.) were developed. These models can be applied mainly in places where hydrographic data exist but also with measurements of the carbon system available for calibrations. The aim of this study was to analyze the hydrographic data of a transect in front of Ensenada's coast, corresponding to the line 100 of IMECOCAL's program during the period 1998-2014. Such data was used to apply an empirical model to estimate the aragonite saturation state ( $\Omega_a$ ) in order to identify oceanographic conditions that could influence the variability of the depth of saturation horizon that might be in the

last 17 years in habitats of shellfish and oyster production areas adjacent to the coast of Ensenada. It was found that the temperature, salinity, oxygen, pH, dissolved inorganic carbon and  $\Omega_a$  showed a seasonal variation with different oceanographic scenarios: a) during spring-summer the California Current flow to the Ecuador and upwelling events are presented; b) in autumn-winter the influence the Southern California Bight Eddy can transport water from the subarctic to Ecuador in the oceanic portion of the transect and towards the pole at the coastal side. These oceanographic characteristics encourage that coastal stations present seasonal variability, reflected in the depth of the horizon  $\Omega_a$  shallower ( $\sim 66 \text{ m} \pm 21 \text{ m}$ ) in spring and deeper into the winter ( $\sim 122 \text{ m} \pm 35$ ). It has been reported that the upwelling off the coast of B. C. transport water from a depth between 80 and 90 m in spring and summer; therefore under saturated water ( $\Omega_a < 1$ ) may be transported to the platform upwelling off the coast of B. C.

**Key words:** upwelling, California Current, aragonite.

## Introducción

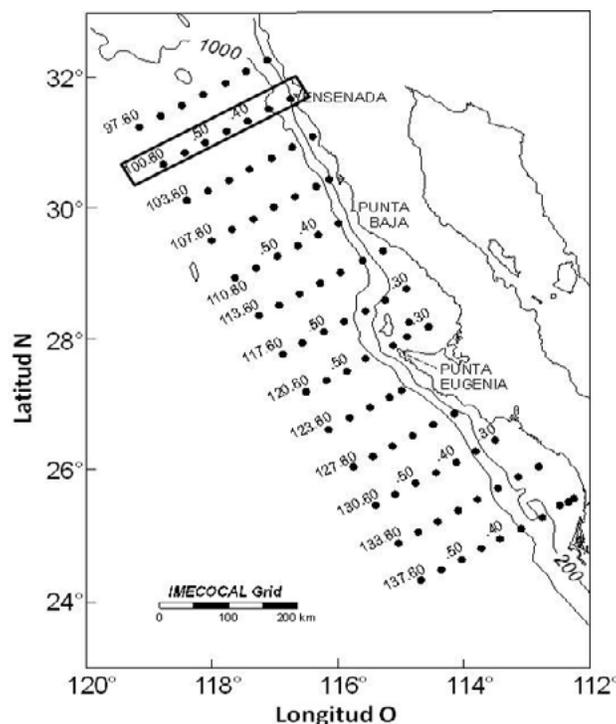
En el océano, el pH ha mostrado cambios no sólo en tiempo y espacio debido a procesos de advección, sino también como resultado del incremento en la absorción de  $\text{CO}_2$  de origen antropogénico (Sabine *et al.*, 2004). Este incremento de  $\text{CO}_2$  en el océano, ha provocado cambios en la profundidad de los horizontes de saturación de aragonita ( $\text{HS}\Omega_a$ ) (Feely *et al.*, 2004 y 2012). Particularmente en el Pacífico Norte, en donde el horizonte de saturación de aragonita es cada vez más somero debido a la absorción de  $\text{CO}_2$  de origen antropogénico. En un estudio realizado por Feely *et al.*, (2012) se observó por primera vez en 1994 que la profundidad del  $\text{HS}\Omega_a$  frente a las costas de San Diego Ca., era de  $\sim 400 \text{ m}$ . El mismo transecto se repitió para el 2004 y se observó que la profundidad de dicho horizonte se encontraba solo a  $\sim 250 \text{ m}$  de la superficie. La evaluación de este y otros transectos, permitió estimar la velocidad de migración del  $\text{HS}\Omega_a$  es de entre 1 y 2 m/año (Feely *et al.*, 2004). Por tanto, el  $\text{HS}\Omega_a$  ha migrado a una profundidad tal que actualmente las surgencias pueden transportar dicha agua subsaturada a la plataforma continental. Este hecho fue confirmado en el 2007 al encontrar aguas subsaturadas con respecto a  $\Omega_a$  en la plataforma continental desde las costas de Canadá hasta Baja California, México (Feely *et al.*, 2004 y 2012). Sin embargo, estas mediciones puntuales del  $\text{HS}\Omega_a$  no permiten conocer desde cuando y como cambia la profundidad del  $\text{HS}\Omega_a$ . En un estudio reciente se desarrolló un modelo que permite reconstruir los parámetros del sistema de carbono usando las ecuaciones propuestas por Alin *et al.*, 2012. Este modelo, permite estimar las variables del sistema del  $\text{CO}_2$  a lo largo del sistema de la corriente de California (SCC), particularmente: pH,  $\Omega$ , la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID) y la concentración de iones de carbonato [ $\text{CO}_3^{2-}$ ]. El modelo requiere de la calibración de mediciones hidrográficas (T, S,  $\text{O}_2$ , y  $\sigma_\theta$ ) mediante mediciones de variables del carbono; pero es ideal su aplicación cuando se cuenta con una base de mediciones hidrográficas. El resultado al aplicar este método en datos hidrográficos históricos, es la reconstrucción de los valores de pH y  $\Omega$ , los cuales permiten estudiar la estacionalidad y la tendencia a largo plazo de la *acidificación* de los océanos en las aguas costeras del SCC.

En Baja California se cuenta con el programa Imecocal (Investigaciones Mexicanas de La Corriente de California), el cual cuenta con datos hidrográficos de 17 años. Por tanto, esta base de datos puede ser utilizada para aplicar el modelo desarrollado por Alin *et al.*, (2012). El presente trabajo muestra el análisis después de aplicar dicho modelo con la finalidad de describir la dinámica del sistema del  $\text{CO}_2$ . Además se presenta el análisis de las fluctuaciones de profundidad del horizonte de saturación del  $\Omega_a$  en los últimos años en áreas donde ocurren surgencias y en sitios donde se realizan actividades ostrícolas en Baja California.

## Materiales y métodos

Las relaciones empíricas de Alin *et al.*, (2012) requieren ser validadas con datos discretos de las variables del sistema del CO<sub>2</sub> (CID, AT) del sitio donde se pretenden aplicar. Además se requiere que haya bases de datos robustas de variables hidrográficas provenientes de mediciones de CTD para poder ser aplicados. Estas variables hidrográficas provienen de perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno que se realizaron en el programa IMECOCAL para la línea 100 desde la costa hasta ~220 km (Figura 1). En total se analizaron 56 cruceros oceanográficos desde 1997 al 2013, con ocho estaciones perpendiculares a la costa separadas ~35 km entre cada una.

La profundidad a la que se hicieron los lances del CTD fue en función de la profundidad que se encontraba en la estación. Para aplicar las relaciones empíricas de Alin *et al.*, (2012), fue necesario calibrar los datos de oxígeno medidos en los cruceros con CTD mediante datos disponibles para la misma área de estudio.



**Figura 1.** Zona IMECOCAL. El área de estudio comprende la línea 100 (rectángulo) frente a Ensenada.

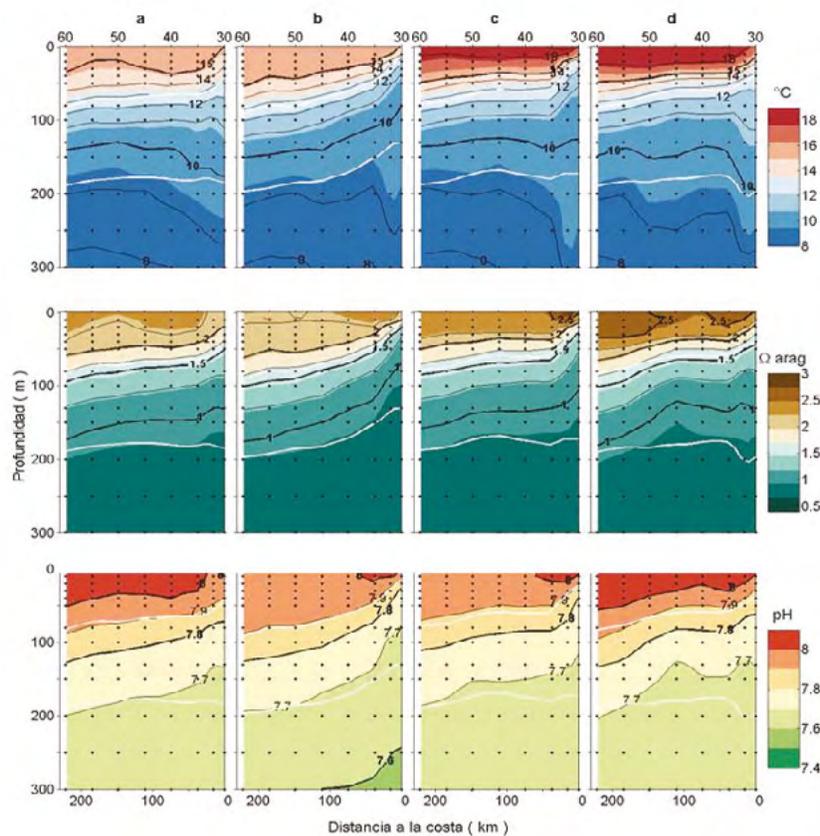
Esto se realizó con datos medidos *in situ* en la misma línea durante el crucero de NACP (North American Carbon Project) en junio de 2007 y con datos medidos por el CTD durante el crucero de IMECOCAL en agosto de 2007. En este procesamiento se realizó un modelo de regresión múltiple con la concentración de oxígeno de muestras de la misma profundidad para ambos cruceros. Este modelo fue significativo en un ~80% y pudo aplicarse para la columna de agua pero por debajo de 20 m hasta los 990 m. Una vez que se aplicaron las relaciones empíricas de Alin *et al.*, (2012) a los datos disponibles de todo el transecto y para diferentes meses y años, se obtuvieron patrones estacionales a partir de promedios aritméticos.

En cada año se realizaron aproximadamente cuatro cruceros: enero (invierno), abril (primavera), julio (verano) y octubre (otoño). El número de estaciones que se muestrearon pudo cambiar de un crucero a otro, por esto el promedio aritmético que se muestra en este análisis tiene al menos cinco observaciones en cada punto.

## Resultados

El análisis del campo de densidad del transecto costa-océano frente a las costas de Ensenada presentaron dos características: a) a profundidades menores a 100 m se detectó agua de menor densidad proveniente del sub-ártico que se asocia a la Corriente de California (CC) cuyo límite inferior corresponde a la isopicna de  $\sim 25 \text{ kg/m}^3$ ; b) por debajo de los  $\sim 150 \text{ m}$  se encontró agua de mayor densidad que se asocia con la presencia de la Contracorriente de California (CcC) con valores de  $\geq 26 \text{ kg/m}^3$ . Estas características se describieron por Linacre *et al.*, (2010) y Durazo (2015), al estudiar el mismo transecto con un análisis armónico. Estos autores también describieron que en dirección hacia la costa, las isopicnas tienen un ascenso marcado especialmente en primavera a causa de la ocurrencia de surgencias en la zona.

En el presente estudio se detectó que estacionalmente existe un levantamiento de las isopicnas en dirección a la costa, mismo que es posible detectar en las isoclinas de aragonitas y pH (Figura 2).



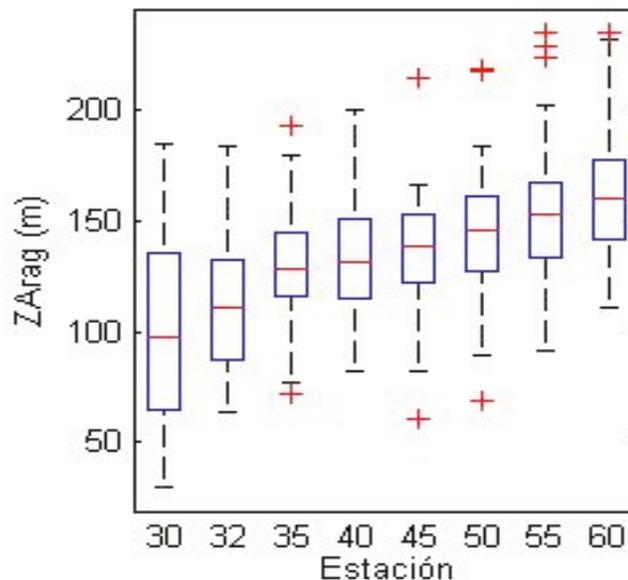
**Figura 2.** Patrones estacionales de la línea temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), aragonita y pH: a) invierno, b) primavera, c) verano y d) otoño. Las líneas blancas indican las isopicnas de  $25.4$  y  $26.3 \text{ kg m}^{-3}$  que indican aproximadamente el límite superior de la Corriente de California y el núcleo de la contra Corriente de California. La distancia a la costa está referida a la estación 30 del transecto.

En profundidades menores a 100 m donde se presenta la CC se encontraron valores de pH con valores entre 7.9-8.0 y de  $\Omega_{\text{arag}} \sim 2$ . Mientras que a profundidades mayores a 200 m los valores de pH fueron  $\sim 7.7$  y con valores de  $\Omega_{\text{arag}} \leq 1$ . Es decir, los valores de subsaturación del omega aragonita se detectan por debajo de los 100 m, excepto en primavera cuando las surgencias son más intensas en la zona y es posible encontrar valores de subsaturación  $\sim 60 \text{ m} \pm 20$  en primavera sobre la plataforma (Figura 2). Adicionalmente en los meses de otoño se detectó la presencia de agua con menor densidad

en superficie, que corresponde con la incidencia del giro del sur de California. De acuerdo a Durazo (2015), bajo estas condiciones puede transportar agua del subártico hacia el Ecuador en la porción más oceánica del transecto y hacia al polo en la más costera.

En estos resultados se encontró a diferentes profundidades el HSΩA en la porción más costera del transecto. Se realizó un análisis estadístico para cada una de los puntos de muestreo a lo largo del transecto y a través de las estaciones del año en los cuales se confirma dicha observación (Figura 3). Para este análisis se aplicó a priori una ANOVA no paramétrica de Kruskal Wallis, que indicó que al menos en una de las estaciones del año la profundidad del HSΩA era diferente. Por tanto a posteriori se hicieron pruebas de contraste múltiple para cada punto de muestreo en cada estación del año. Se encontró que existen diferencias estadísticamente significativas en los puntos de muestreo cercanos a la costa a  $\leq 50$  km y que no se detectan más allá de 50 km.

Lo anterior sugiere que los puntos de muestreo cercanos a la costa están influenciados por surgencias costeras que promueven el ascenso de agua subsuperficial y con ello el HSΩA a menor profundidad. Esto se detecta especialmente en primavera cuando el HSΩA puede estar tan somero como  $60 \text{ m} \pm 20$  en comparación con el invierno que puede estar tan profundo como  $120 \text{ m} \pm 35$  en el punto de muestreo más costero (Figura 3). Esta observación sustenta lo propuesto por Linacre *et al.*, (2010) al señalar que el análisis de este transecto tiene una marcada variabilidad estacional en la termoclina, que se asocia con fluctuaciones en el flujo de la CcC hacia el ecuador y la CU hacia el polo, así como eventos de surgencias costeras.

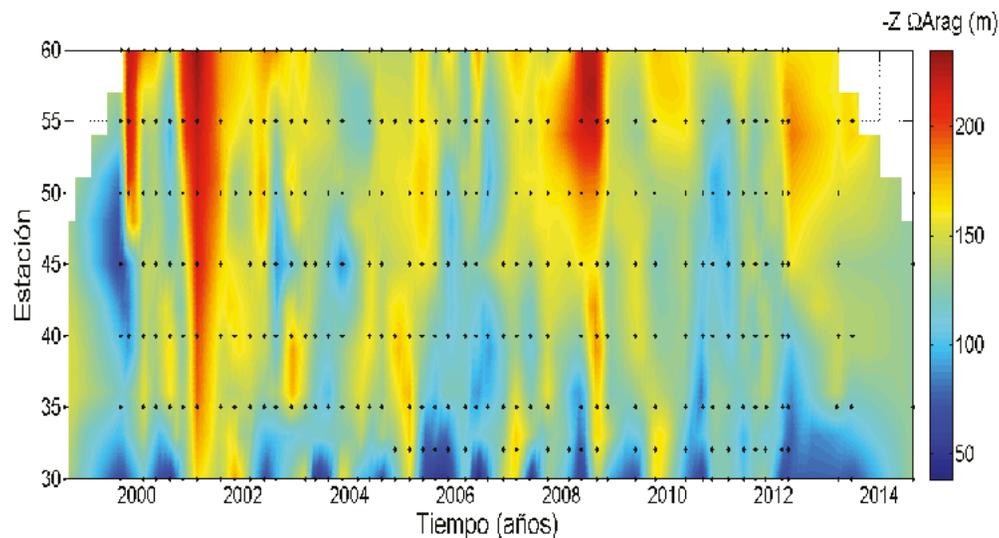


**Figura 3.** Profundidad del HSΩA para cada punto de muestro. La estación 30 es la más costera y la 60 la más oceánica.

Estas últimas aumentan en magnitud y frecuencia durante primavera y verano. Lo anterior se corrobora en el diagrama de ubicación de la profundidad del HSΩA a través del periodo de estudio (1998-2014) en las diferentes estaciones de muestreo (Figura 4). En este se puede detectar que existen pulsos estacionales en los que el HSΩA es más somero en las estaciones más costeras y más profundas en las más oceánicas.

A la profundidad del HSΩA se encontraron valores de pH  $\sim 7.7$  y de densidad de  $\sim 26 \text{ kg/m}^3$ . Estos valores pueden corresponder a características de la CcC ya que los valores de densidad pertenecen a valores cercanos al núcleo de la CcC ( $26.5 \text{ kg/m}^3$ ), como lo señalan Linacre *et al.*, (2010).

Las profundidades del HS $\Omega$ A que se encontraron durante primavera cuando ocurren los eventos de surgencia, son de especial interés. Se sugiere que agua con valores cercanos al límite de saturación puede ser la que utiliza el sector ostrícola en los cultivos, lo que promueve problemas en el desarrollo de organismos como el ostión *Crassostrea gigas*. Esta especie se cultiva en el sector ostrícola de la zona y se ha reportado que durante eventos de surgencia cuando el  $\Omega_A = 1$  se presenta poco o nulo desarrollo (47%) en larvas de ostión de entre 120 a 150  $\mu$  (Barton *et al.*, 2012). Esto sugiere que el efecto de agua subsaturada con respecto a  $\Omega_A$  en algunas etapas larvales, no necesariamente tiene que estar por debajo o igual al valor de saturación para ser considerada como adversa para organismos marinos que calcifican.



**Figura 4.** Diagrama Hovmoller que muestra la variabilidad de la profundidad del Horizonte de Saturación del Omega Aragonita a través del periodo de estudio (1998-2014) en las diferentes estaciones de muestreo.

## Conclusiones

El HS $\Omega$ A presentó variación estacional con dos escenarios oceanográficos: 1) durante primavera-verano ocurre el flujo de la Corriente de California hacia el ecuador y se presentan eventos de surgencias; 2) en otoño-invierno la influencia del giro del sur California puede transportar agua del subártico hacia el Ecuador en la porción más oceánica del transecto y hacia al polo en la más costera. Estas diferentes características oceanográficas promueven que la estación más costera presente variabilidad estacional, que se refleja en la profundidad del horizonte de  $\Omega_a$  más somero (~66 m + 21 m) en primavera y más profundo hacia el invierno (~122 m + 35 m). La surgencia costera es el principal factor físico que modula la profundidad del HS $\Omega$ A de la línea 100 de la región de IMECOCAL, con influencia hasta la Est-35 en aproximadamente ~50 km de la costa.

## Bibliografía

- Alin S. R., R. Feely, A. G. Dickson, J. M. Hernández-Ayón, L. W. Juranek, 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: Oceans* 117.
- Barton A., B. Hales, G. G. Waldbusser, C. Langdon, R. 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.



- Durazo R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120:1173-1196.
- Feely R., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry, F. J. Millero. 2004. Impact of anthropogenic CO<sub>2</sub> on the CaCO<sub>3</sub> system in the oceans. *Science* 305:362-366.
- Feely R., C. L. Sabine, R. H. Byrne, F. J. Millero, A. G. Dickson, R. Wanninkhof, A. Murata, L. Miller, D. Greeley. 2012. Decadal changes in the aragonite and calcite saturation state of the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 26:1-15.
- 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.
- Sabine C. L., R. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, C. S. Wong, D. W. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono, A. F. Rios. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science* 305:367-371.

## 2.17 Almacén de Carbono en un sector (UJAT) de la vegetación riparia de la Laguna de las Ilusiones, Centro, Tabasco

Arias-Montero Cayetano<sup>1</sup>; Castillo-Acosta Ofelia<sup>1</sup>; Martínez-Sánchez José L.<sup>1</sup>; Alamilla-Acosta Mónica<sup>1</sup>; Contreras-Rodríguez Israel<sup>1</sup>; Shirma-Torres Edgar<sup>1</sup>; Moreno-Jiménez Victorio<sup>1</sup> y Gómez José L.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ecofisiología Vegetal, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, km 0.5 de la Carretera Villahermosa a Cárdenas, entronque Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco.  
Autor para correspondencia: ofecas57@gmail.com

### Resumen

La laguna de las Ilusiones se localiza en la zona centro-norte de la ciudad de Villahermosa, Tabasco. Esta laguna es una Área Natural Protegida por el gobierno del Estado de Tabasco desde 1995 y ocupa una superficie de 259.2 ha. La urbanización ha favorecido la deforestación de la vegetación natural de las especies dominantes como el Macayo (*Andira galeottiana*), Chelele (*Inga vera*), Ceiba (*Ceiba pentandra*) y en menor porcentaje Apompo (*Pachira acuatica*) y Tinto (*Haematoxylum campechianum*). Por esta razón el objetivo de este estudio fue conocer el carbono almacenado en la vegetación riparia. Para esto se realizaron visitas de reconocimiento del área para identificar sitios prioritarios de conservación, en donde ya establecidos, se realizó un transecto de 1000 m de largo por 10 m de ancho (10 000 m<sup>2</sup>) en el margen de la laguna. Se censaron todos los árboles enraizados con DAP > 2.5 cm y altura total, también se colectó material botánico para su posterior identificación en el Herbario de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Para la obtención de la biomasa se emplearon las formulas alométricas de Chave *et al.*, (2005). Se obtuvo un registro de 130 individuos distribuidos en a lo largo del transecto. El Chelele (*I. vera*) y Macayo (*A. galeottiana*) fueron los más abundantes. La vegetación riparia almacena 323.86 Mg C ha<sup>-1</sup> por lo que es un importante reservorio de carbono además que sirven de protección a la erosión y desprendimiento de sedimentación.

**Palabras claves:** biomasa, laguna, vegetación riparia.

### Abstract

Illusions lagoon is located in the north central area of the city of Villahermosa Tabasco Is lagoon is a Natural Protected Area by the governments of Tabasco State since 1995 and covers an area of 259.2 ha. Urbanization has led to the deforestation of natural vegetation of the dominant species like Macayo (*Andira galeottiana*) Chelele (*Inga vera*), Ceiba (*Ceiba pentandra*) and lower percentage Apompo (*Pachira acuatica*) and Tinto (*Haematoxylum campechianum*). Therefore the aim of this study was to determine the carbon stored in the riparian vegetation. For this area reconnaissance visits were made to identify priority conservation sites, where already established, a transect of 1000 m long was performed by 10 m wide (10 000 m<sup>2</sup>) on the edge of the lagoon. All rooted trees with DBH > 2.5 cm and total height were counted, were also collected botanical material for identification at the Herbarium of the Universidad Juarez Autonoma de Tabasco. To produce biomass allometric formulas were used Chave *et al.*, (2005). A register 130 individuals distributed along the transect was obtained. The Chelele (*I. vera*) and Macayo (*A. galeottiana*) were the most abundant. The riparian vegetation stores 323.86 Mg C ha<sup>-1</sup> which is a major carbon reservoir also serve to protect erosion and sedimentation detachment.

**Key words:** biomass, lagoon, riparian vegetation.



## Introducción

Actualmente el bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico ha incrementado, por lo que existe mucho interés por evaluar el potencial de secuestro de carbono en varios ecosistemas terrestres. Pero muchos enfoques sólo se han proporcionado en los sistemas agroforestales y forestales, y a los humedales se le ha dado poco interés (Moreno *et al.*, 2010).

Las zonas riparias, por su microclima húmedo, representan un hábitat favorable para muchos anfibios y mamíferos pequeños, y la vegetación en estas zonas juega un papel muy importante, y entre sus funciones se encuentran las siguientes: regula la temperatura y luminosidad del agua; estabiliza las orillas; proporciona cantidades importantes de detritos; reduce los riesgos de erosión; actúa como barrera para proteger poblaciones humanas de inundaciones por desbordamientos de ríos (Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

Por todo esto, la Ley General de Cambio Climático en el Artículo 34, fracción III inciso i) señala sobre el diseño de políticas y realizar acciones para la protección, conservación y restauración de la vegetación riparia en el uso, aprovechamiento y explotación de las riberas o zonas federales, de conformidad con las disposiciones aplicables de la Ley de Aguas Nacionales.

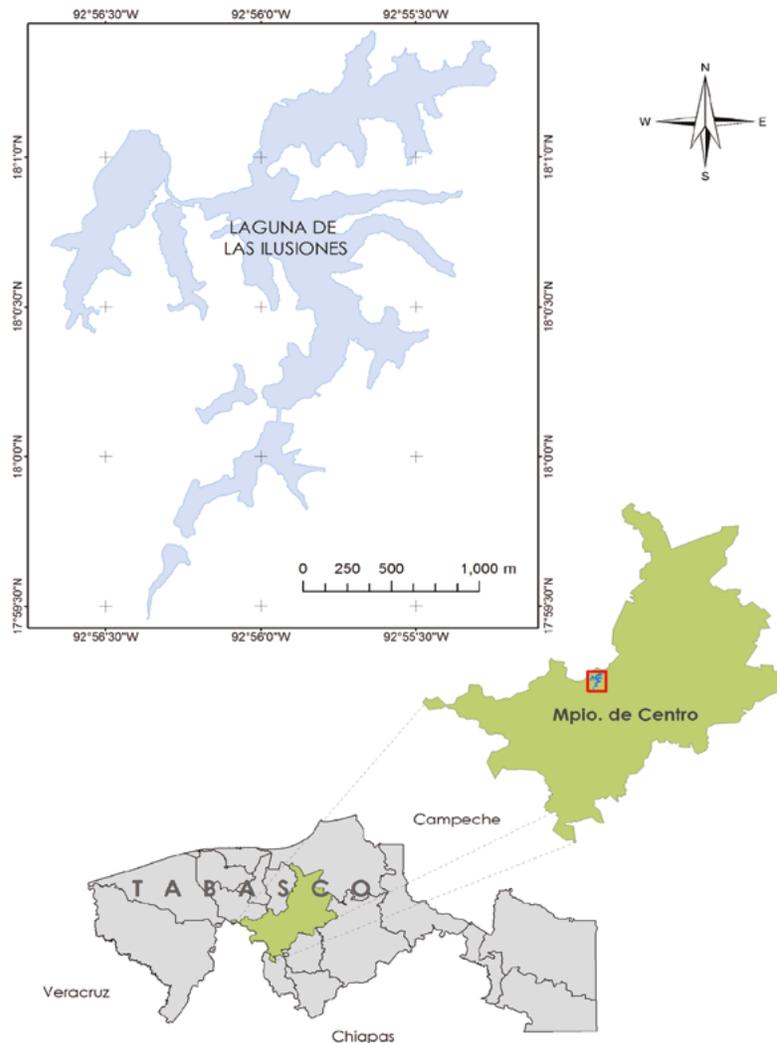
Como la vegetación riparia forma parte de los humedales son ecosistemas altamente productivos, que proveen de variados e importantes beneficios a la sociedad de la región Neotropical. Estos beneficios pueden ser descritos como valores y servicios ambientales, funciones (recarga de acuíferos, control de inundaciones), el uso del humedal o sus productos (sitios para la colecta de especies o de investigación), o atributos del humedal, componentes estéticos, paisajes, religiosos, culturales. Es de relevante importancia cuantificar el carbono acumulado en su vegetación.

Es por ello que esta investigación evalúa el carbono almacenado en la vegetación riparia de la laguna de las Ilusiones que es un lugar ícono de la ciudad de Villahermosa en el Municipio del Centro del Estado de Tabasco. En las últimas décadas ha disminuido la vegetación riparia por la ampliación de la ciudad y relleno de la orilla de esta. Es por ello que la presente investigación contribuirá en mantener esta vegetación y los servicios ambientales que proporciona a los habitantes de Villahermosa.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

El estudio se realizó en laguna de las Ilusiones que se localiza en la zona centro-norte de la ciudad de Villahermosa, Tabasco, sus coordenadas geográficas son 17°59' y 18°01' de latitud Norte y, 92°56' y 92°55' de longitud Oeste. La superficie estimada, es de 259.2 ha, que comprende un anillo perimetral de 10 m contados a partir de la cota 6.40 m s.n.m. (Figura 1).



**Figura 1.** Localización geográfica de la laguna de las Ilusiones, Municipio Centro, Tabasco.

El área de estudio se ubica en la zona de contacto entre dos tipos de rocas sedimentarias de edades diferentes, y corresponden a sedimentos aluviales del Cuaternario Holoceno y areniscas y lutitas del Terciario Mioceno y Cuaternario Pleistoceno y forma parte de la provincia fisiográfica Planicie Costera del Golfo Sur y la subprovincia llanuras y pantanos tabasqueños (Zavala *et al.*, 2009). En el área destacan dos paisajes geomorfológicos: planicie fluvial activa y peneplanicie de terrazas costeras.

Prevalece el clima Af(m)igw” cálido-húmedo con lluvias abundantes en verano, la temperatura media anual es de 28.1 °C, la época más cálida ocurre en los meses de marzo a mayo, donde se registra una temperatura media de 28.1 °C, y las extremas alcanzan 40 °C. La precipitación media anual es de 233.8 mm (García, 1988). La vegetación presente en la laguna de las Ilusiones que se localiza en un perímetro de 10 m es principalmente hidrófila (30%) en segundo lugar la vegetación riparia (13.56%), pastizales con un (10.96%) y vegetación secundaria (5.66%) (Castillo-Acosta *et al.*, 2015). Se estableció un transecto de 1000 m de largo por 10 m de ancho (10 000 m<sup>2</sup>) paralelo al margen de la laguna. Se censaron todos los árboles enraizados con DAP > 2.5 cm y altura total, también se colectó material botánico para su posterior identificación en el Herbario de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT). Para la obtención de la biomasa se emplearon las formulas alométricas de Chave *et al.*, (2005). Se obtuvieron la densidad de la madera de cada especie por revisión de literatura.

## Resultados y discusión

Se obtuvo un registro de 130 individuos distribuidos a lo largo del transecto siendo más representativo la especie conocida como Chelele (*Inga vera*) con 45 individuos, presentó un diámetro que varió desde 13.4 a 66.9 cm y una altura de 4 a 17.0 m con un promedio de 27.9 cm y 7.4 m, respectivamente. Seguido de la especie de Macayo (*Andira galeottiana*) con 32 individuos y que observó un diámetro que varió desde 22.0 a 93.9 cm y una altura de 6.0 a 15.0 m con un promedio de 54.8 cm y 11.1 m, respectivamente. Por su parte las especies menos representadas fueron la Ceiba (*Ceiba pentandra*) y el Macuilis (*Tabebuia rosea*) con 13 y 17 individuos respectivamente. El Cuadro 1 muestra la biomasa total obtenida por cada especie dentro del sitio de estudio observando que la especie de Caoba (*Switenia microphyla*) fue la que obtuvo la mayor biomasa en el fuste y el Chelele (*Inga vera*) obtuvo menor biomasa.

**Cuadro 1.** Biomasa total ( $t/ha^{-1}$ ) y almacén de carbón  $Mg\ C\ ha^{-1}$  obtenida por especie.

Especie	biomasa $t/ha^{-1}$	$Mg\ C\ ha^{-1}$
Caoba ( <i>Switenia microphyla</i> )	197.5	98.75
Ceiba ( <i>Ceiba pentandra</i> )	167.1	83.55
Macayo ( <i>Andira galeottiana</i> )	145.0	72.5
Macuilis ( <i>Tabebuia roseae</i> )	49.3	24.65
Jobo ( <i>Spondias mombin</i> )	36.4	18.2
Apompo ( <i>Paquira acuatica</i> )	28.7	14.35
Chelele ( <i>Inga vera</i> )	23.7	11.85
	647.7	
Total	323.85	$Mg\ C\ ha^{-1}$

El total de carbono almacenado en la vegetación riparia de la Laguna de las Ilusiones fue de  $323.85\ Mg\ C\ ha^{-1}$ . Estos resultados al compararlos con otros humedales del mundo son bajos. Por ejemplo en otros estudios, se obtuvo en los manglares de Indonesia un rango de carbono almacenado de  $853.23$  a  $1311.61\ Mg\ C\ ha^{-1}$ . Adame *et al.*, en el 2013, evaluaron carbono en varios humedales en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y reportan  $381\ Mg\ C\ ha^{-1}$  para el humedal bajo. Por su parte Donato *et al.*, en el 2011, reportan para manglar  $1023\ Mg\ C\ ha^{-1}$ . Sin embargo los resultados obtenidos en esta investigación son similares al carbono almacenado en la selva alta perennifolia de los Tuxtlas de  $403\ Mg\ C\ ha^{-1}$  (Hughes *et al.*, 1999).

## Conclusiones

La vegetación riparia de la laguna de las Ilusiones ha sufrido una severa deforestación por lo que el carbono almacenado por ésta vegetación es bajo comparado con manglares y otros humedales, sin embargo almacena cerca de 4 ton como las selvas altas de Veracruz.

Se requiere implementar una efectiva política de protección de este tipo de vegetación en el Área Natural Protegida de la laguna de las Ilusiones.

## Bibliografía

- Adame M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza, J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. PLoS One 8.
- Castillo-Acosta O., J. Zavala-Cruz, J. I. Valdez-Hernández, M. A. Alamilla, V. Moreno, C. Arias, I. Contreras, I. Palomeque, E. Shirma. 2015. Restauración de la vegetación de la reserva ecológica laguna de las Ilusiones con

- especies nativas. Informe técnico. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco-Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección Ambiental. 100 pp.
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Folste, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescuré, B. W. Nelsoin, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-97.
- Donato D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto, M. Stidham. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Offset Larrios S.A. México D.F. pp. 46-52.
- Granados-Sánchez D., M. A. Hernández-García, G. F. López-Ríos. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12:55-69.
- Hughes R. F., J. B. Kauffman, V. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80:1892-1907.
- Moreno-May G. J., J. G. Cerón-Bretón, R. M. Cerón-Bretón, J. J. Guerra-Santos, L. E. Amador del Ángel, E. Endañú-Huerta. 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. *UNACAR Tecnociencia* 4:23-39.
- Zavala-Cruz J, O. Castillo-Acosta, A. Ortiz-Ceballos, D. Palma-López, S. Salgado-García, J. A. Rincón-Ramírez, E. Moreno, C. R. Ramos. 2009. Capacidad de uso del suelo urbano en Tabasco. Con base en suelos y uso actual de vegetación. Colegio de Postgraduados. Secretaría de Asentamientos y Obras Públicas, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. México. 2004 pp.

## 2.18 Productividad marina en el Pacífico nororiental en el último milenio

Juárez Miryam<sup>1</sup>; Sánchez Alberto<sup>1</sup> y Gonzalez-Yajimovich Oscar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México.

Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México.

### Resumen

Pacífico tropical oriental mexicano se caracteriza por una alta producción primaria, intensas surgencias y condiciones subóxicas en la columna de agua con una menor tasa de degradación de la materia orgánica (MO). Estas condiciones ayudan a conservar la MO exportado. Esto ha sido utilizado en la reconstrucción de la productividad marina para explicar la variabilidad en diferentes escalas de tiempo y tener una mejor comprensión de los ciclos biogeoquímicos. En este trabajo se presentan datos de ópalo biogénico (OB) y carbono orgánico (CO) en un registro de alta resolución de la costa occidental de Baja California Sur, México, con el objetivo de estimar cambios de la productividad marina en el último milenio. En el periodo de 600 a 700 años, el OB mostró un incremento significativo que sugiere un estado óptimo en la columna de agua para florecimientos de diatomeas o diatomeas más robustas. En este período la productividad primaria fue dominada por el grupo de las diatomeas.

**Palabras clave:** productividad marina, ópalo biogénico, clorinas, Pacífico nororiental.

### Abstract

Mexican tropical eastern Pacific is characterized by high primary production, intense upwelling and suboxic conditions in the water column with a lower rate of degradation of organic matter (OM). These conditions help maintain MO exported. This has been used in the reconstruction of marine productivity to explain the variability in different time scales and have a better understanding of biogeochemical cycles. We present data from biogenic opal (OB) and organic carbon (OC) of a register of high resolution on the western coast of Baja California Sur, Mexico, in order to estimate changes in marine productivity in the last millennium. In the period of 600-700 years, OB showed a significant increase suggests an optimum state in the water column, which allowed the bloom of diatoms or more robust diatoms. In this period the primary productivity was dominated by the group of diatoms.

**Key words:** marine productivity, biogenic opal, Northeast Pacific.

### Introducción

La variabilidad de la productividad marina en el Holoceno para el Pacífico nororiental ha sido explicada por varios mecanismos: 1) la posición del centro de alta presión subtropical (*e.g.*, Goni *et al.*, 2006; Pérez-Cruz, 2013); 2) la posición relativa de la zona de interconvergencia tropical y el monzón de Norteamérica (*e.g.*, Goni *et al.*, 2006; Pérez-Cruz, 2013; Ricaurte-Villota *et al.*, 2013; Staines-Urías *et al.*, 2009); y 3) la actividad solar sugerida como responsable exógena de las condiciones atmosféricas y oceanográficas bajo un escenario similar a El Niño/La Niña (*e.g.*, Marchitto *et al.*, 2010). Los paleoregistros del Holoceno tardío son relativamente escasos en la región tropical nororiental donde están restringidos a las cuencas de Guaymas (Barron *et al.*, 2003; Barron y Bruky, 2007; Goni *et al.*, 2006), Alfonso (Pérez-Cruz, 2013; Ricaurte-Villota *et al.*, 2013; Staines-Urías *et*

*al.*, 2009), Pescadero (Flores-Trujillo *et al.*, 2009; Staines-Urías *et al.*, 2009) en el Golfo de California, y cuenca Soledad (Deutsch *et al.*, 2014; Marchitto *et al.*, 2010) en el margen occidental de la península de Baja California. La variabilidad de la productividad marina y las condiciones de la columna de agua fueron asociadas a cambios en la actividad solar durante el Holoceno tardío. En cuenca de Guaymas y Alfonso, la producción de diatomeas y el flujo de sílice biogénico y otros indicadores (titanio y la razón Ba/Al) incrementaron durante una baja actividad solar (Barron *et al.*, 2003; Barron y Bukry 2007; Pérez-Cruz, 2013; Ricaurte-Villota *et al.*, 2013) como resultado en la migración hacia el norte de la alta presión subtropical, incrementando la eficiencia de los vientos NO e incrementando las surgencias en esta región del Golfo de California (Barron y Bukry, 2007; Goni *et al.*, 2006). Sin embargo, la variabilidad de la productividad marina en el último milenio no ha sido explorada y deja abiertas algunas preguntas sobre los mecanismos oceanográficos y climáticos que conducen a estos cambios en el margen de Magdalena y su interrelación con la región tropical o extratropical en los últimos mil años. Por lo que en el presente trabajo se determina la variabilidad de la productividad biológica marina, a partir del análisis de carbono orgánico y ópalo biogénico.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de laboratorio*

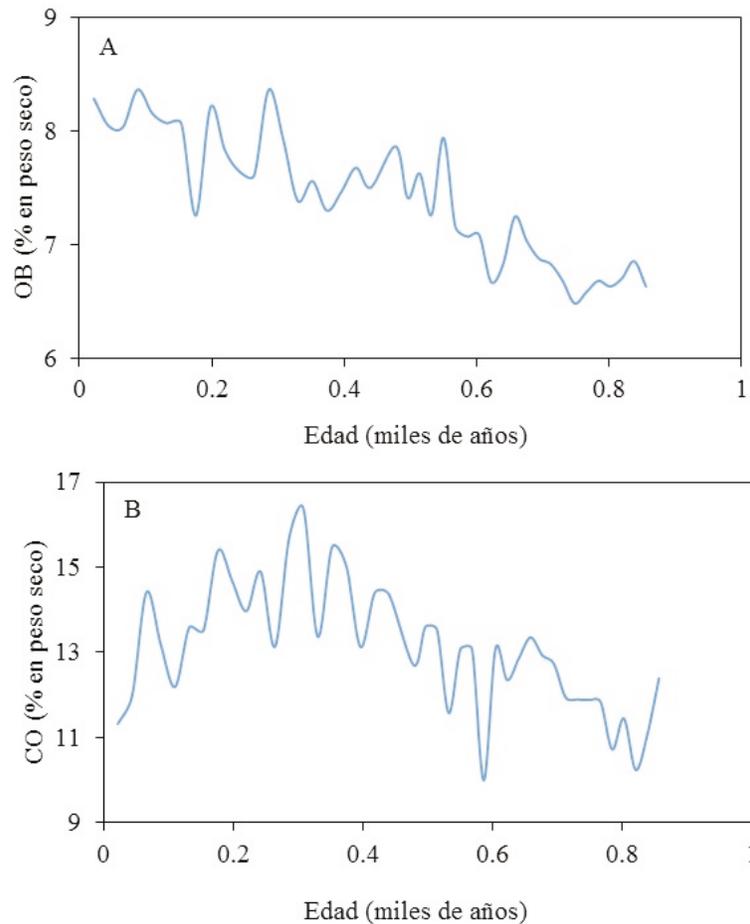
El núcleo de sedimento del margen de Magdalena (multinúcleo MAGD-MC-02; 42 cm), fue colectado en octubre de 2009 a bordo del RV “New Horizon” y cubre aproximadamente los últimos mil años. Éste fue muestreado a intervalos de 1 cm para obtener un registro de alta resolución de contenido de carbono orgánico, carbonatos y sílice biogénico. El carbono orgánico se obtuvo con un analizador elemental Costech 410 en el Laboratorio de Espectrometría de Masas del CICIMAR-IPN (LEsMa). El sílice biogénico por el método espectrofotométrico azul de molibdeno utilizando la técnica de Mortlock y Froelich (1989). El modelo de edad del núcleo MAGD-MC-02 que se utilizó en este estudio es el desarrollado por van Geen *et al.*, (2003) y Marchitto *et al.*, (2010), el cual fue construido utilizando mediciones de  $^{14}\text{C}$  por AMS en foraminíferos bentónicos (análisis realizados en el National Ocean Sciences Accelerator Mass Spectrometry facility en Woods Hole, Massachusetts). Los datos de radiocarbono fueron reconvertidos en años calendario usando el software de calibración CALIB 4.3 (Stuiver y Reimer, 1993). Para detalles del método consultar van Geen *et al.*, (2003) y Marchitto *et al.*, (2010).

## Resultados y discusión

El contenido de ópalo biogénico (OB) en el margen de Magdalena incrementó gradual hacia el periodo reciente con mínimos a 0.75, 0.62, 0.17 miles de años (Figura 1A). Los máximos contenidos de ópalo biogénico ocurren en los últimos 0.30 miles de años (Figura 1A). El carbono orgánico (CO) es consistente con el aumento de OB (Figura 1B) pero este decrece a partir de 0.30 miles de años (Figura 1B).

El régimen de El Niño fue establecido desde hace 3 mil años, el cual es sensitivo a los cambios en las condiciones de frontera del clima, incluyendo, pero no limitado a la insolación (Carré *et al.*, 2014). En el último milenio, el número de eventos de El Niño ha cambiado significativamente. En los primeros 400 años del milenio (1.0 a 0.60 miles de años), el promedio de eventos de El Niño fue de  $15 \pm 7$  cada 100 años, lo que resulta contrastante con el periodo de 0.60 a 0.0 miles de años, donde el número de eventos de El Niño fue  $6 \pm 4$  cada 100 años (Moy *et al.*, 2002). Esto concuerda con el menor contenido de OB y CO de los primeros 150 años del registro sedimentario y el incremento en el contenido de ambos trazadores de productividad a partir de 0.60 miles de años. Este mismo patrón fue

observado en foraminíferos planctónicos de cuenca Santa Barbara (Fisler y Hendy, 2008) y cuenca Soledad (Wilsbacher, 2007).



**Figura 1.** Contenido (% en peso seco) de: A) ópalo biogénico (OB), y B) Carbono orgánico (CO) en el margen de Magdalena, costa suroccidental de la península de Baja California.

La presencia y abundancia de *G. quinqueloba* es asociada a una alta producción de diatomeas (Kincaid *et al.*, 2000; Sautter y Thunell, 1991) en un estado en el océano de La Niña (Black *et al.*, 2001). En el último milenio, la dominancia de *G. quinqueloba* vs *G. bulloides* ocurre cuando masas de agua subpolar con alto contenido de nutrientes y baja concentración de clorofila son advectadas en el sistema de la Corriente de California (Fisler y Hendy, 2008). Este mecanismo de fertilización del océano superficial ha sido propuesto para explicar cómo ocurre el incremento de ópalo biogénico debido a la advección de masas de agua de estas regiones mediante la fuga de ácido ortosilícico (Brzezinski *et al.*, 2002; Matsumoto *et al.*, 2002; Matsumoto y Sarmiento, 2008).

El incremento constante en el contenido de ópalo biogénico y carbono orgánico para el margen de Magdalena (Figura 1A y B) confirma un estado del océano similar a La Niña en los últimos 600 años en el Pacífico nororiental. En efecto, el incremento observado en los indicadores de la productividad biológica marina corresponde con un decremento en el número de eventos de El Niño registrado en la Laguna Pallcacocha (Moy *et al.*, 2002) a partir de 1400 años. Estos registros en conjunto soportan la evidencia de que el Pacífico nororiental ha mantenido condiciones en la columna de agua similar a La Niña en el Holoceno tardío, así como en los últimos 600 años e interrumpida por algunos eventos extremos de El Niño.

## Conclusiones

El contenido de ópalo biogénico y carbono orgánico mostró un incremento continuo en los últimos 700 años, en concordancia con una disminución en el número de eventos El Niño. Por lo que se evidencian condiciones de favorables para el desarrollo de surgencias y un estado óptimo en la columna de agua para florecimientos de diatomeas o diatomeas más robustas. La productividad primaria fue dominada por el grupo de las diatomeas, en presencia de otros grupos de productores primarios.

## Bibliografía

- Barron J. A., D. Bukry, J. L. Bischoff. 2003. A 2000-yr-long record of climate from the Gulf of California. *In*: West, G. J., N. L. Blomquist, (eds). Proceedings of the 19th PACLIM Workshop, Asilomar, CA, March 3-6, 2002, Technical Report 71 of the Interagency. Ecological Program for the San Francisco Estuary. pp. 11-21.
- Barron J. A., D. Bukry. 2007. Development of the California Current during the past 12 000 years based on diatoms and silicoflagellates. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 248:313–338.
- Black D. E., R. C. Thunell, E. J. Tappa. 2001. Planktonic foraminiferal response to the 1997-1998 El Niño: A sediment-trap record from the Santa Barbara Basin. *Geology* 29:1075-1078.
- Brzezinski M. A., C. J. Pride, V. M. Franck, D. M. Sigman, J. L. Sarmiento, K. Matsumoto, N. Gruber, G. H. Rau, K. H. Coale. 2002. A switch from  $\text{Si}(\text{OH})_4$  to  $\text{NO}_3^-$  depletion in the glacial Southern Ocean. *Geophysical Research Letters* 29:1564.
- Carré M., J. P. Sachs, S. Purca, A. J. Schauer, P. Braconnot, R. Angeles-Falcón, M. Julien, D. Lavallée. 2014. Holocene history of ENSO variance and asymmetry in the eastern tropical Pacific. *Science* 345:1045-1048.
- Deutsch C., W. Berelson, R. Thunell, T. Weber, C. Tems, J. McManus, J. Crusius, T. Ito, T. Baumgartner, V. Ferreira, J. Mey, A. van Geen. 2014. Centennial changes in North Pacific anoxia linked to tropical trade winds. *Science* 345:665-668.
- Fisler J., I. L. Hendy. 2008. California Current System response to late Holocene climate cooling in southern California. *Geophysical Research Letters* 35:L09702.
- Flores-Trujillo J. G., J. Helenes, J. C. Herguera, E. Orellana-Cepeda. 2009. Palynological record (1483-1994) of *Gymnodinium catenatum* in Pescadero Basin, southern Gulf of California, Mexico. *Marine Micropaleontology* 73:80-89.
- Goni M. A., R. C. Thunell, M. P. Woodworth, F. E. Muller-Karger. 2006. Changes in wind-driven upwelling during the last three centuries: Interocean teleconnections. *Geophysical Research Letters* 33:L15604.
- Kincaid E., R. C. Thunell, J. Le, C. B. Lange, A. L. Weinheimer, F. M. H. Reid. 2000. Planktonic foraminiferal fluxes in the Santa Barbara Basin: response to seasonal and interannual hydrographic changes. *Deep-Sea Research Part II* 47:1157-1176.
- Marchitto T., R. Muscheler, J. D. Ortiz, J. D. Carriquiry, A. van Geen. 2010. Dynamical response of the tropical Pacific Ocean to solar forcing during the early Holocene. *Science* 330:1378-1381.
- Matsumoto K., J. Sarmiento. 2008. A corollary to the silicic acid leakage hypothesis. *Paleoceanography* 23:PA001515.
- Matsumoto K., J. Sarmiento, M. A. Brezeinski. 2002. Silicic acid leakage from the Southern Ocean: A possible explanation for glacial atmospheric  $\text{pCO}_2$ . *Global Biogeochemical Cycles* 16:1031.
- Moy C. M., G. O. Seltzer, D. T. Seltzer, D. M. Anderson. 2002. Variability of El Niño/Southern Oscillation activity at millennial time scales during the Holocene epoch. *Nature* 420:162-165.
- Mortlock R. A., P. N. Froelich. 1989. A simple method for the rapid determination of biogenic opal in pelagic marine sediments. *Deep-Sea Research Part A* 36:1415-1426.
- Pérez-Cruz L. 2013. Hydrological changes and paleoproductivity in the Gulf of California during middle and late Holocene and their relationship with ITCZ and North American Monsoon variability. *Quaternary Research* 79:138-151.
- Ricaurte-Villota C., O. González-Yajimovich, A. Sánchez. 2013. Coupled response of rainfall and denitrification to solar forcing during the Holocene in Alfonso Basin. *Ciencias Marinas* 39:151-164.
- Sautter L. R., R. C. Thunell. 1991. Planktonic foraminiferal response to upwelling and seasonal hydrographic conditions—Sediment trap results from San-Pedro-Basin, Southern California Bight. *Journal of Foraminiferal Research* 21:347-363.
- Staines-Urías F., R. G. Douglas, D. S. Gorsline. 2009. Oceanographic variability in the southern Gulf of California over the past 400 years: Evidence from faunal and isotopic records from planktic foraminifera. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 284:337-354.



- Stuiver M., P. J Reimer. 1993. Extended  $^{14}\text{C}$  data base and revised Calib 3.0  $^{14}\text{C}$  age calibration program. Radiocarbon 35:215-230.
- van Geen A., Y. Zheng, J. M. Bernhard, K. G. Cannariato, J. Carriquiry, W. E. Dean, B. W. Eakins, J. D. Ortiz, J. Pike. 2003. On the preservation of laminated sediments along the western margin of North America. Paleocyanography 18:1098.
- Wilsbacher M. 2007. Reconstructing Past climate of Soledad Basin from Planktonic Foraminiferal assemblages. M. S. Thesis. Department of Geology, Kent State University.

## 2.19 Comportamiento del carbono orgánico en suelos con diferentes usos en el del sitio Ramsar “Presa Manuel Ávila Camacho”, Puebla

López-Teloxa Leticia C.<sup>1</sup>; Castelán-Vega Rosalía<sup>1,2</sup>; Cruz-Montalvo Abel<sup>2</sup> y Tamaríz-Flores José V.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, Edificio 103-E, Col. San Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla, México. Autor para correspondencia: citlaly\_lo@hotmail.com

<sup>2</sup>Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Ciudad Universitaria, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Edificio 103-E, Col. San Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla, México.

### Resumen

La acumulación de carbono orgánico en suelo (COS) es un proceso importante para mitigar efectos del cambio climático, ya que el suelo, además de ser un sumidero, es un reservorio de carbono estabilizado; un importante reto es aumentar el almacenamiento de COS. El objetivo de este trabajo es estimar el contenido de carbono orgánico (CO) en los suelos del sitio Ramsar “Presa Manuel Ávila Camacho”. Se realizaron dos muestreos, en temporada de sequía y lluvia. Se seleccionaron un total de 40 puntos, de acuerdo al tipo y uso de suelo. La extracción de muestras consistió en tomar una porción del suelo a dos profundidades 0-10 y 10-20 cm, se aplicó la técnica del cilindro para determinar densidad aparente. Después de procesar las muestras, se les determinó CO mediante el método de Walkley-Black. Los valores más altos de COS en la temporada de sequía: Leptosols Rendzinic con vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva (BQ/VSA) 58.58 t/ha (0-10 cm) y 44.74 t/ha (10-20 cm); los más bajos: Phaeozem Haplic 19.86 t/ha (0-10 cm) y 8.59 t/ha (10-20 cm), zona urbana (ZU) y agricultura de temporal (AT), respectivamente; en la temporada de lluvia los valores más altos: Leptosols Rendzinic 35.37 t/ha (0-10 cm) cubiertos por BQ/VSA y pastizal inducido (PI) sobre Leptosol Litic 33.12 t/ha (10-20 cm); las más bajas: Phaeozem Haplic 11.37 t/ha (0-10 cm) y 4.94 t/ha (10-20 cm), PI y AT, respectivamente. Por lo tanto es indispensable aplicar prácticas de conservación adecuadas para elevar los niveles de COS.

**Palabras clave:** conservación, almacenamiento de carbono, cambio climático.

### Abstract

The accumulation of soil organic carbon (SOC) is an important purpose of mitigating climate change process, the soil, besides being a stock, a reservoir of carbon stabilized; important challenge is increasing the storage SOC so the aim of this work is to estimate the organic carbon (OC) content of soil Ramsar Site "Presa Avila Camacho." Two samplings were carried out in dry and wet season. A total of 40 points were selected according to the type and land use. The sampling involved taking a portion of the soil at two depths 0-10 and 10-20 cm, cylinder technique was used to determine bulk density. After processing the samples, OC were determined by the method of Walkley-Black. SOC Higher values in the dry season: Leptosols Rendzinic with oak forest vegetation with shrubs (BQ/VSA) 58.58 t/ha (0-10 cm) and 44.74 t/ha (10-20 cm); the lowest: Phaeozem Haplic 19.86 t/ha (0-10 cm) and 8.59 t / ha (10-20 cm), urban areas (ZU) and rainfed (AT), respectively; in the rainy season the highest values: Leptosols Rendzinic 35.37 t/ha (0-10 cm) covered by BQ/VSA and induced pasture (PI) on Leptosol Litic 33.12 t/ha (10-20 cm); lower: Phaeozem Haplic 11.37 t/ha (0-10 cm) and 4.94 t/ha (10-20 cm), PI and AT, respectively. Therefore it is essential to implement appropriate measures to raise levels of COS conservation practices.

**Key words:** conservation, carbon stock, climate change.

## Introducción

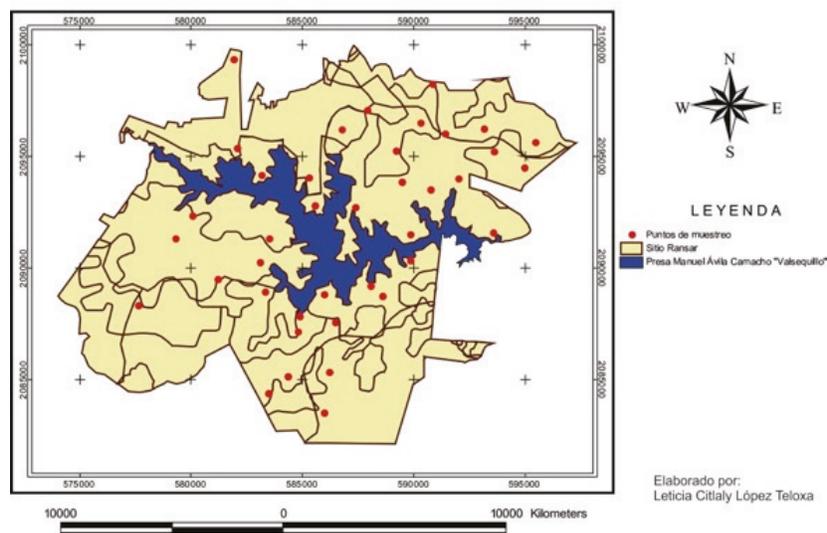
El reto medioambiental es limitar la deforestación, aumentar el almacenamiento de materia orgánica (MO) en suelos cultivados y reducir la erosión. Todos estos problemas se refieren al equilibrio del carbono orgánico (CO) para el sistema suelo-planta-atmósfera. Este desafío se puede tratar sólo a través de la aplicación de nuevas alternativas de uso de la tierra, a nivel de parcela, así como en las escalas más grandes (finca, terreno, cuencas hidrográficas, región natural o administrativa). Estas alternativas deben dar lugar a la restitución de la materia orgánica y mayor retención del carbono orgánico del suelo (COS). En cada escala espacial, el equilibrio será controlado por diferentes parámetros agrícolas y ecológicos. Diferentes escalas temporales también deben considerarse en relación con la durabilidad del secuestro de COS (Feller *et al.*, 2000).

El objetivo de este trabajo es estimar el potencial de almacenaje de carbono orgánico en los suelos del sitio Ramsar “Presa Manuel Ávila Camacho”.

## Materiales y métodos

Se realizó un mapa para establecer las zonas de muestreo de acuerdo al mapa edafológico y a las clases de vegetación en relación a la cartografía de INEGI serie V, que corresponde a la vegetación del año 2013. Se seleccionaron 40 puntos para el muestreo, la ubicación correspondiente a cada uno de ellos se muestra en la Figura 1. Se realizaron dos muestreos, el primero se llevó a cabo en el mes de febrero, donde no se registraron precipitaciones y se dató una temperatura de 15.9 °C; y el segundo en el mes de julio, con 78.9 mm de lluvia y temperatura de 17.75 °C. La toma de muestras consistió en tomar 1 kg de suelo de 0-10 y 10-20 cm, además se aplicó la técnica del cilindro para determinar la densidad aparente. Después de procesar las muestras, se les determinó carbono orgánico mediante el método de Walkley-Black, y nitrógeno total (NT) por el método de micro-Kjeldahl de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000. Con los resultados obtenidos de CO y NT, así como con las coordenadas de cada uno de los puntos, se generaron mapas con ayuda de Surfer versión 7 Surface Mapping System, demostrando la distribución del COS y NTS dentro de la zona.

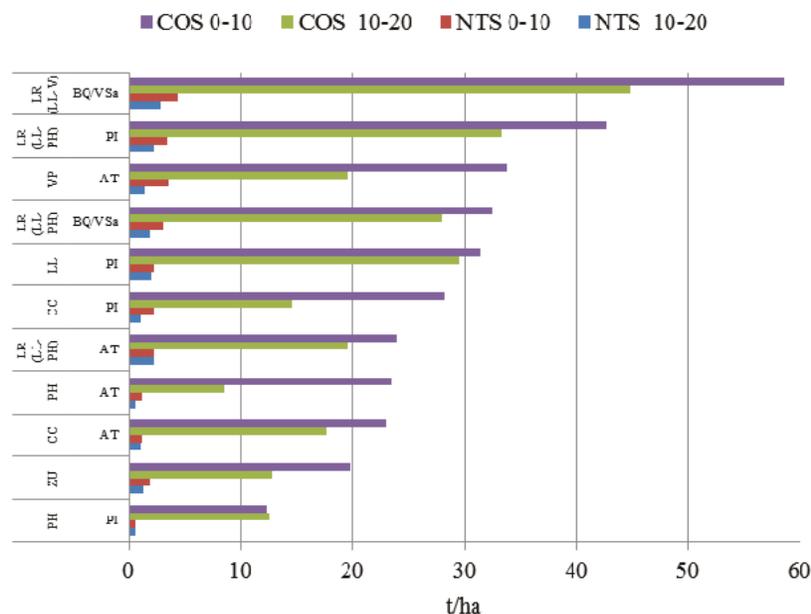
### Ubicación de los puntos de muestreo



**Figura 1.** Distribución de los puntos de muestreo.

## Resultados y discusión

En la Figura 2 se presentan los resultados obtenidos en el primer muestreo para el nitrógeno total y el carbono orgánico del suelo en ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), donde se puede observar que los suelos con mayor contenido de COS son Leptosols Rendzinic (LL-V) con 58.58 t/ha cubierto por vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva; estos suelos se encuentran bajo la influencia de la zona urbana y Phaeozem Haplic con 19.86 t/ha. La misma dinámica ocurre con los valores más altos del contenido de Nitrógeno total del suelo (NTS), donde Leptosols Rendzinic (LL-V) con 4.36 t/ha cubiertos por una vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva y el valor más bajos es bajo pastizal inducido sobre Phaeozem Haplic con un contenido de 0.61 t/ha. Algo similar ocurre con el contenido de COS en los siguientes 10 cm, donde en Leptosols Rendzinic (LL-V) mostró 44.74 t/ha cubiertos por una vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva, por otro lado el sitio más bajo es el suelo Phaeozem Haplic cubierto por agricultura de temporal 8.59 t/ha; en lo que respecta al contenido de NTS de 10-20 cm. Los valores más altos observados son Leptosols Rendzinic (LL-V) con 2.89 t/ha cubiertos por una vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva; mientras que el más bajo reportado con 0.52 t/ha es para Phaeozem Haplic, con agricultura de temporal y pastizal inducido.



**Figura 2.** COS y NTS en muestreo uno.

En la Figura 3 se observan los resultados obtenidos en el segundo muestreo para nitrógeno total y carbono orgánico del suelo en ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), donde se puede observar que los suelos con mayor contenido de COS son Leptosols Rendzinic (LL-V) con 35.37 t/ha cubiertos por una vegetación de bosque de encino con vegetación arbustiva; y los que tienen menor concentración, se encuentran bajo Phaeozem Haplic con pastizal inducido 11.37 t/ha. La dinámica a la profundidad de 10-20 cm es distinta, el valor más alto es en pastizal inducido sobre suelos Leptosol Litic 33.12 t/ha; mientras que el valor más bajo encontrado es de 4.94 t/ha en un Phaeozem Haplic bajo agricultura de temporal. El contenido más alto de NTS es en pastizal inducido sobre un Leptosol Litic con 3.95 t/ha y el más bajo es en Phaeozem Haplic bajo pastizal inducido 0.57 t/ha; en los siguientes 10 cm, donde el

valor más alto observado es Leptosols Rendzinic (LL-PH) con 3.40 t/ha cubierto por agricultura de temporal y el más bajo es Phaeozem Haplic con agricultura de temporal registrando 0.21 t/ha.

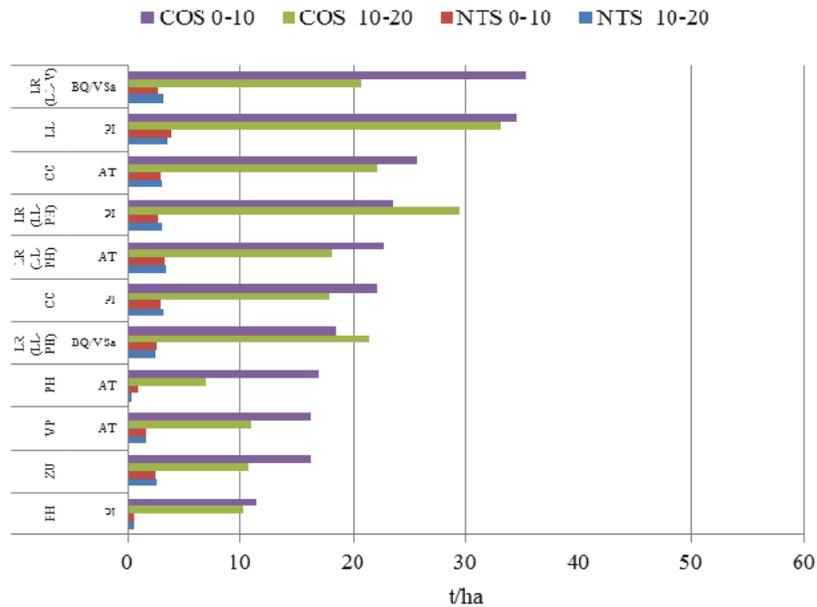
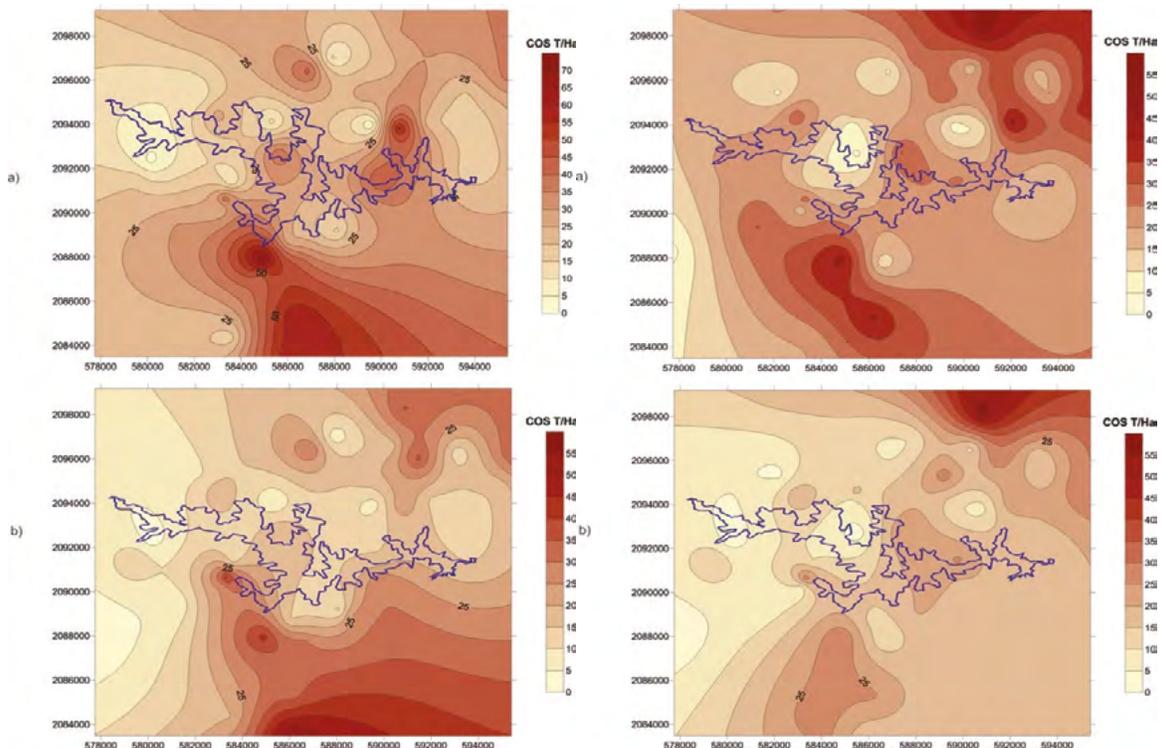


Figura 3. COS y NTS en muestreo dos.

En las Figura 4 y 5, se observa la distribución del carbono orgánico y del nitrógeno total, almacenados en el suelo, para los muestreos uno y dos, a las profundidades de 0-10 y 10-20 cm.



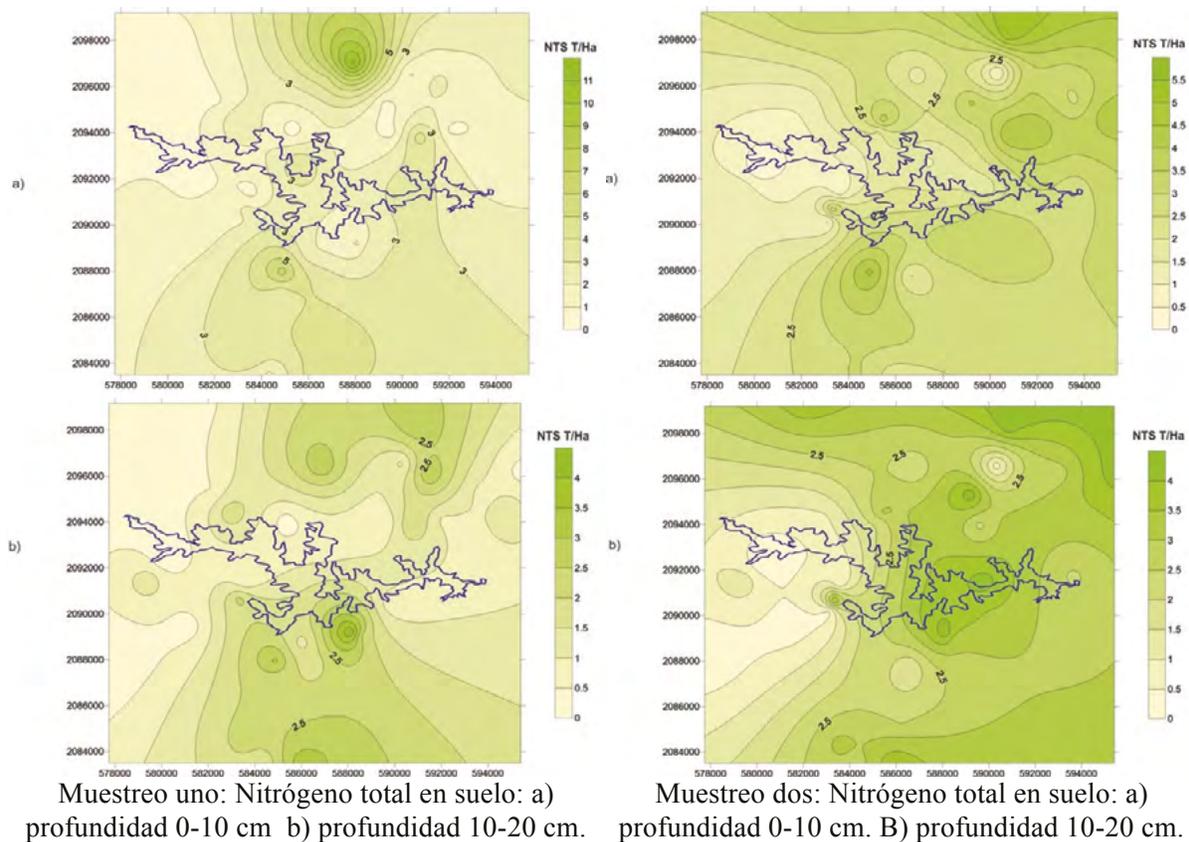
Muestreo uno: Contenido de carbono orgánico en suelo: a) 0-10 cm. B) 10-20 cm.

Muestreo dos: Contenido de carbono orgánico suelo: a) 0-10 cm. B) 10-20 cm.

Figura 4. Carbono orgánico almacenado en suelo.

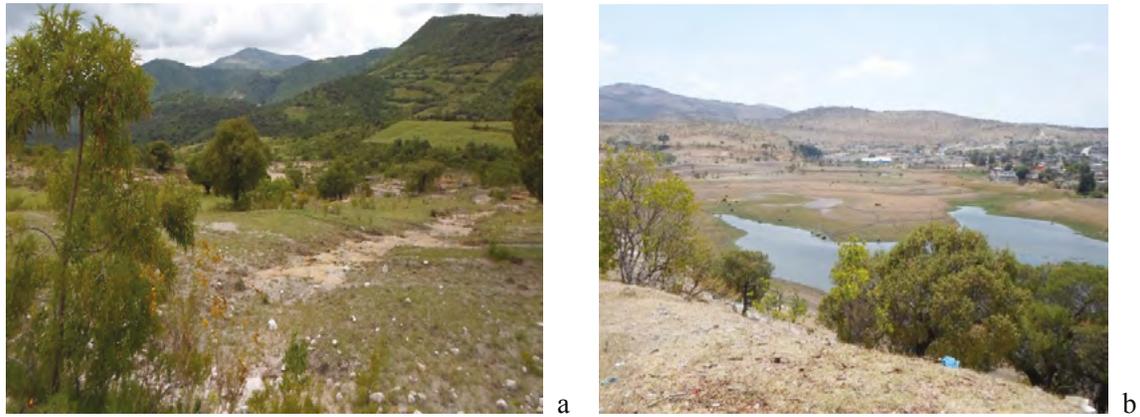
## Conclusiones

La acumulación de carbono orgánico en el suelo (COS) es un proceso importante para mitigar efectos del cambio climático, ya que el suelo, además de ser un sumidero, es un reservorio de carbono estabilizado (Vela *et al.*, 2009). Para el primer muestreo las concentraciones son elevadas en la zona sur del área de estudio, que es donde se encuentra el bosque de encino con vegetación arbustiva; para el segundo muestreo se observan concentraciones similares en la parte norte y sur, esto posiblemente se debe a que existen zonas de agricultura de temporal, por lo que el suelo fue preparado para la siembra. Vela *et al.*, (2009) reportan datos de las concentraciones encontradas en suelos de conservación del Distrito Federal, donde concentraciones <50 es bajo, 50-100 es medio, 100-150 es alto y >150 es muy alto; comparando estos datos con los obtenidos en los suelos del sitio RAMSAR, para el primer muestreo únicamente Leptosols Rendzinic (LL-V) bajo un bosque de encino con vegetación arbustiva presenta concentración media de COS, mientras que las zonas restantes son de concentración baja. Sin embargo para el segundo muestreo, todas las zonas son de concentración baja. Es importante optar por prácticas de manejo del suelo que ayuden a la captura de carbono orgánico, tal es el caso de la labranza de conservación o labranza cero, que de acuerdo con Álvarez (2006) registra un aumento de 2.1 t/ha sobre la labranza convencional. Por lo tanto es indispensable aplicar prácticas de conservación adecuadas para elevar los niveles de carbono orgánico en el suelo.



**Figura 5.** Contenido de nitrógeno total en suelo.

Conforme a lo observado en la Figura 6, se identificaron los sitios más representativos de acuerdo a zonas que se encuentran conservadas y zonas que se encuentran con algún grado de perturbación.



**Figura 6.** Zonas identificadas en la zona de estudio: a) conservada y b) perturbada.

## Bibliografía

- Álvarez R. 2006. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21:38–52.
- Feller C., A. Albrecht, E. Blanchart, Y. M. Cabidoche, T. Chevallier, C. Hartmann, V. Eschenbrenner, M. C. Larré-Larrouy, J. F. Ndandou. 2000. Soil organic carbon sequestration in tropical areas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61:19–31.
- Vela G., J. López, M. Rodríguez, A. Chimal, A. Navarrete, J. Cruz, V. Bello. 2009. Vulnerabilidad del suelo de conservación del Distrito Federal ante el cambio climático y posibles medidas de adaptación. Estimación de carbono orgánico total en los edafosistemas del suelo de conservación del Distrito Federal. Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Xochimilco. 63 pp.

## 2.20 Flujos de nutrientes y metabolismo neto del estero Algodones (eurihalino, subtropical) en el Golfo de California

Arreola-Lizárraga José A.<sup>1</sup>; Padilla-Arredondo Gustavo<sup>1</sup> y Garatuza-Payán Jaime<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., Unidad Sonora, km 2.3 Carretera a Las Tinajas, Predio El Tular S/N, CP 85454, Guaymas, Sonora, México. Autor para correspondencia: aarreola04@cibnor.mx

<sup>2</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero No. 818 Sur, Col. Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

### Resumen

El conocimiento de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo en los ecosistemas costeros es clave para entender las conexiones Tierra-Océano y orientar el manejo de cuencas costeras. El objetivo de este estudio fue estimar los flujos de nutrientes y el metabolismo neto en el estero Algodones, una laguna eurihalina ubicada en una región semi-árida subtropical del Golfo de California. Se hizo un levantamiento batimétrico del sistema y se realizaron muestreos de parámetros del agua en invierno (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio y ortofosfato) en sitios ubicados en la laguna y el mar adyacente. Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema fueron estimados con el modelo biogeoquímico LOICZ. La tasa de renovación del agua de la laguna fue estimada en 15 d. La laguna fue fuente de nitrógeno a una tasa de  $+76 \text{ mol d}^{-1}$  y fue sumidero de fósforo a una tasa de  $-34 \text{ mol d}^{-1}$ . El proceso de fijación de nitrógeno dominó sobre la desnitrificación a una tasa de  $0.1 \text{ mmol d}^{-1}$  y el metabolismo neto del ecosistema fue autótrofo a una tasa de  $5 \text{ mmol d}^{-1}$ . En esta contribución se discute el potencial de información que puede proporcionar el monitoreo a largo plazo de flujos de nutrientes y metabolismo neto de ecosistemas costeros.

**Palabras clave:** laguna costera, flujos de nutrientes, metabolismo neto.

### Abstract

Knowledge about carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in coastal ecosystems is key to understanding the Land-Ocean Connections and guide the management of coastal watersheds. The aim of this study was to estimate nutrient fluxes and net metabolism in the Algodones estuary, a euhaline system semi-arid subtropical of the Gulf of California. A bathymetric survey system was made and samples of water in winter parameters (temperature, salinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, ammonium and orthophosphate) in sites located in the estuary and the sea adjacent performed. The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) approach was used to generate water, salt, and DIN and DIP budgets. The renewal rate lagoon water was estimated at 15 d. The estuary was nitrogen source at a rate of  $+76 \text{ mol d}^{-1}$  and phosphorus was sink at a rate of  $-34 \text{ mol d}^{-1}$ . The process of nitrogen fixation dominated on denitrification at a rate of  $0.1 \text{ mmol d}^{-1}$  and net ecosystem metabolism was autotrophic at a rate of  $5 \text{ mmol d}^{-1}$ . In this contribution the potential of information that can provide long-term monitoring of nutrient flows and net metabolism of coastal ecosystems is discussed.

**Key words:** coastal lagoon, nutrients fluxes, net metabolism.

### Introducción

Los cuerpos de agua costeros, al ser zonas transicionales entre la tierra y el océano actúan como filtros que reciben cantidades importantes de agua dulce, nutrientes, materia orgánica disuelta y particulada, sedimentos y contaminantes (Dürr *et al.*, 2011; Levin *et al.*, 2015), y estos sistemas tienen

diferentes capacidades para procesar y transformar los nutrientes y materiales introducidos en función de varios factores que incluyen la latitud, geomorfología y tasa de renovación del agua (Dettmann, 2001; Smith *et al.*, 2003; Swaney *et al.*, 2008). Sobre esto, se ha observado que los sistemas de regiones tropicales son más activos biogeoquímicamente y por ende son más vulnerables a los ingresos excesivos de nutrientes que aquellos ubicados en regiones templadas (Smith *et al.*, 2012).

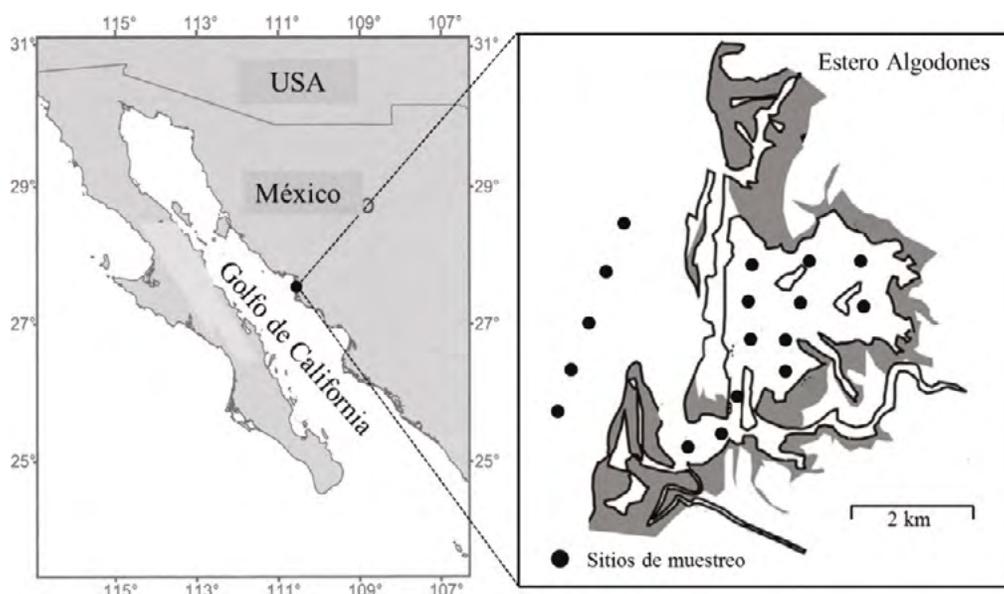
La cuantificación de los materiales de ingreso, la tasa de renovación del agua, la exportación y el potencial de producción y consumo interno de carbono, nitrógeno y fósforo son esenciales para tener un mejor entendimiento del metabolismo de estos cuerpos de agua (Giordani *et al.*, 2008; Swaney, 2011). Una medida cuantitativa útil para entender procesos biogeoquímicos lo representan las estimaciones de flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema mediante modelos de balances de masa (Eyre y Mckee, 2002; Tappin, 2002). En el marco del programa LOICZ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone) fue desarrollado un modelo biogeoquímico donde el balance de nutrientes puede proporcionar información acerca de si el sistema es un exportador o importador neto de nutrientes; a partir de estos balances y el uso de estequiometría es posible obtener estimaciones de los procesos de fijación de nitrógeno/desnitrificación y de producción neta/respiración (Gordon *et al.*, 1996). Este modelo ha sido ampliamente aplicado para balances de C-N-P en cuerpos de agua costeros y ha sido útil para conocer su funcionamiento biogeoquímico y predecir su vulnerabilidad (Giordani *et al.*, 2008; Smith, 2000; Swaney *et al.*, 2011). En México, un estudio comparativo de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo en 12 lagunas costeras fue presentado en un informe técnico del programa LOICZ (Smith *et al.*, 1997); sin embargo, en este país, un mayor esfuerzo de investigación es requerido en procesos biogeoquímicos y vulnerabilidad de estuarios y lagunas costeras para incrementar el conocimiento y poder tener una imagen integral de los procesos y almacenes que controlan los flujos de nutrientes y carbono (Camacho-Ibar y Rivera-Monroy, 2014; Lara-Lara *et al.*, 2008).

El objetivo de este estudio fue estimar los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del estero Algodones, un sistema prístino ubicado en una región semiárida subtropical del Golfo de California.

## **Materiales y métodos**

### *Área de estudio*

Estero Algodones se ubica en la costa este del Golfo de California (27°39-42' Norte y 110°34-37' Oeste), tiene una superficie de 4.2 km<sup>2</sup>, una boca de comunicación con el mar de 0.3 km y una profundidad promedio de 1.2 m (Figura 1). Se originó por sedimentación terrígena diferencial derivada del prisma deltaico del Río Yaqui (Lankford, 1977) y de acuerdo con los criterios de Kjerfve y Magill (1989), es una laguna del tipo “restringida”, considerando que está comunicada permanentemente con el mar, tiene una circulación por mareas bien definida, es influenciada por vientos estacionales y es bien mezclada verticalmente. El estero está influenciado por: 1) clima muy seco con tasa anual de evaporación de 2100 mm, superior a la precipitación de 320 mm (García, 1988) y, 2) masas de agua de la provincia oceanográfica Golfo Inferior caracterizadas por intervalos anuales de temperatura del agua de 18-26 °C y de 34–36 psu de salinidad (Roden y Emilsson, 1980).



**Figura 1.** Localización del estero Algodones indicando los sitios de muestreo.

### *Trabajo de campo*

Se realizó un levantamiento batimétrico del estero con una ecosonda gráfica GARMIN modelo GPSMAP 188C. Los valores del nivel del mar fueron calculados por predicción de marea con el sistema de cómputo Mar versión 0.53 elaborado por CICESE. Las alturas del nivel del mar se midieron al inicio y al final de los levantamientos batimétricos para corregir el efecto de la marea.

El volumen de agua fue estimado con el sistema de cómputo CivilCad, se trazaron secciones transversales cada 50 m a todo lo largo del estero y se determinó el área hidráulica de cada sección, medida desde el fondo marino hasta el nivel 0.00 referido al nivel medio del mar (nmm). Posteriormente se calcularon los volúmenes multiplicando la semisuma de áreas contiguas por la distancia entre secciones.

Los datos de precipitación y evaporación se obtuvieron de una estación meteorológica de la Comisión Nacional del Agua ubicada a 8 km del estero.

Los muestreos se realizaron en invierno y consistieron en registrar parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) y recolectar muestras de agua para determinar nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos) en 12 sitios de muestreo en el estero y cinco en el mar adyacente (Figura 1). En cada sitio de muestreo se registraron los parámetros físico-químicos *in situ* con un equipo multisensor marca Hydrolab, modelo Recorder; asimismo se recolectó 1 l de agua subsuperficial en botes de plástico, las muestras de agua fueron mantenidas en hielo durante su transporte al laboratorio. Los nutrientes se determinaron mediante métodos químicos (Parson *et al.*, 1984), filtrando previamente la muestra de agua con filtros marca Gelman, tipo A/E con capacidad de retención de 1  $\mu\text{m}$ .

### *Estimaciones de flujos de nutrientes*

Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema se estimaron mediante el modelo biogeoquímico LOICZ, descrito por Gordon *et al.*, (1996).

El modelo se construyó en tres etapas: 1) balance de agua, 2) balance de sal, y 3) balance de materiales no conservativos. Las ecuaciones generales 1, 2 y 3, se utilizaron para calcular los balances.

$$dV/dt= VQ+VP+VG+VO-VE+VR \quad (1)$$

$$d(VS)/dt= VPSP-VESE+VRSR+VX(SOCN-SSIS) \quad (2)$$

$$d(VY)/dt= VRYR+VX(YOCN-YSIS)+\Delta Y \quad (3)$$

donde,  $VQ$  son aguas residuales agrícolas (en este estudio se asumió a cero),  $VP$  son lluvias,  $VG$  es el aporte del manto freático (en este estudio se asumió a cero),  $VO$  son otros aportes (en este estudio se asumió a cero),  $VE$  es evaporación y  $VR$  es el flujo residual, que contiene el volumen en el sistema.  $SOCN$  y  $SSIS$  son las salinidades del océano y sistema (estero Algodones), respectivamente.  $\Delta Y$  es el flujo del material no conservativo (fósforo inorgánico disuelto (FID) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID)),  $YR$  es el valor promedio del material no conservativo entre dos fronteras,  $YOCN$  y  $YSIS$  son los valores promedio del material no conservativo del océano y sistema, respectivamente.

### *Estimaciones de metabolismo neto y de fijación de nitrógeno/desnitrificación*

El metabolismo neto del ecosistema (MNE), que representa la diferencia entre la producción de carbono ( $p$ ) y la respiración ( $r$ ) fue estimado con la ecuación 4.

$$(p-r)= -\Delta FID \times (C:P)part \quad (4)$$

donde,  $(C:P)part$  es la razón carbono a fósforo en la materia orgánica particulada que está siendo reciclada en el sistema. En la estimación se asume el índice molar de Redfield (1934), C:P 106:1.

El balance entre fijación de nitrógeno y desnitrificación fue estimado con la ecuación 5.

$$(Nfj-Desnit)= \Delta NIDobs-\Delta FID*(N:P)part \quad (5)$$

donde,  $\Delta NIDobs$  es el flujo no conservativo de NID estimado y la expresión  $\Delta FID*(N:P)part$  es el flujo no conservativo de NID esperado,  $(N:P)part$  es la razón nitrógeno a fósforo y representa la cantidad de fósforo atribuida a la descomposición de la materia orgánica, asumiendo el índice molar de Redfield (1934), N:P 16:1. Se ha establecido que la diferencia entre el  $\Delta NID$  observado y el  $\Delta NID$  esperado es equivalente a la diferencia entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación.

## **Resultados y discusión**

### *Parámetros del agua*

Los valores bajos de temperatura del agua asociados a valores altos de oxígeno disuelto (Cuadro 1), asociados a la solubilidad del gas son característicos de las condiciones de invierno en estas lagunas costeras semiáridas del Golfo de California (Valenzuela-Siu *et al.*, 2007). Los valores de salinidad fueron mayores en el estero que en el mar y esto indica la escasa influencia de aportes de agua dulce en el periodo de estudio y ubican al estero Algodones como un sistema eurihalino (30-40 ups) de acuerdo con la clasificación de lagunas costeras basada en salinidad propuesta por Contreras-Espinosa y Warner (2004). En el estero, las concentraciones de NID fueron mayores y las de FID menores comparadas con las observadas en el mar (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Parámetros del agua en el estero Algodones y mar adyacente durante invierno.

Variable	Estero Algodones (n= 12)		Mar adyacente (n= 5)	
	Min-Max	Prom±D.E.	Min-Max	Prom±D.E.
Temperatura °C	18.3-21.6	20.3±1	21.9- 22.3	22.1±0.6
Salinidad ups	36.9-38.7	38±0.55	35.1-36.8	36.1±0.6
Oxígeno disuelto mg l <sup>-1</sup>	8.6-9.7	9.2±0.4	9.1-9.3	9.2±0.1
N-NO <sub>2</sub> μM	0.05-0.18	0.09±0.04	0.20-0.33	0.25±0.05
N-NO <sub>3</sub> μM	0.51-10.30	2.47±3.36	0.00-1.82	0.43±0.78
N-NH <sub>4</sub> μM	2.56-5.84	4.76±0.91	2.86-7.86	5.31±2.18
NID μM	3.99-15.16	7.31±3.62	3.19-8.24	5.99±2.01
FID μM	0.88-1.64	1.12±0.21	1.39-1.64	1.50±0.09

### Balances de agua y sal

En el balance de agua se estimó volumen residual (pérdida neta de agua del estero) de 15 999 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, explicado porque la evaporación supera a la precipitación y este déficit de agua es reemplazado al estero por ingreso de agua del mar adyacente. En el estero la salinidad es mayor que en el océano y como resultado hay exportación de sal en proceso de mezcla. El volumen de mezcla (V<sub>x</sub>) estimado que compensa agua y sal fue de 311 990 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> y el tiempo de residencia del agua fue de 15.4 d (Figura 2).

### Balace de fósforo

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (FID) en el estero fueron menores a las del océano, indicando que una fuente de fósforo en invierno es el mar abierto. El valor negativo de los flujos ΔFID (-34.32 mol d<sup>-1</sup>) mostró que el estero funciona como sumidero de fósforo (Figura 2).

### Balace de nitrógeno

Las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el estero fueron mayores a las del océano, sugiriendo que el reciclaje interno es una fuente de nitrógeno. El valor positivo de los flujos ΔNID (+76.32 mol d<sup>-1</sup>) mostró que el estero funciona como fuente de nitrógeno (Figura 2).

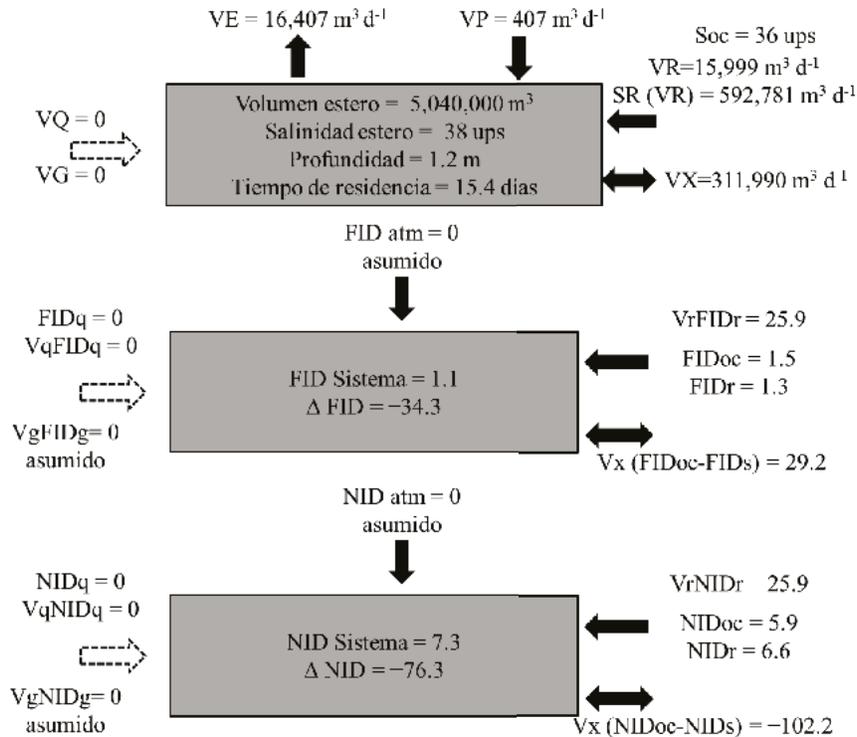
### Fijación de nitrógeno/desnitrificación y metabolismo neto.

En el estero el ΔFID<sub>observado</sub> fue de -34.32 mol d<sup>-1</sup> y con base en el índice Redfield el ΔNID<sub>esperado</sub> = -549.13 mol d<sup>-1</sup>. El resultado es una diferencia positiva (+514.81 mol d<sup>-1</sup>) que indica que la fijación de nitrógeno excede a la desnitrificación durante condiciones de invierno a una tasa de 0.11 mmol d<sup>-1</sup>.

El proceso de fijación de nitrógeno dominó sobre la desnitrificación a una tasa de 0.1 mmol d<sup>-1</sup> y el metabolismo neto del ecosistema fue autótrofo a una tasa de 5 mmol d<sup>-1</sup>.

El metabolismo neto del estero que representa la diferencia entre la producción de carbono orgánico (*p*) y la respiración (*r*) fue estimado en 3637.98 mol d<sup>-1</sup>. Este resultado indica que en invierno el estero es un sistema autótrofo, a una tasa de 5.21 mmol d<sup>-1</sup>.

Los resultados de este estudio son consistentes con los flujos de nutrientes y el metabolismo neto observados en otras dos lagunas costeras de esta región semiárida del Golfo de California (Padilla-Arredondo *et al.*, 2000; Valenzuela-Siu *et al.*, 2007) y apoyan la hipótesis de que estos ecosistemas funcionan con procesos dominantes de desnitrificación y metabolismo neto heterótrofo durante verano y con procesos dominantes de fijación de nitrógeno y metabolismo neto autótrofo durante invierno.



**Figura 2.** Tiempo de residencia del agua y flujos de fósforo y nitrógeno en el estero Algodones durante invierno. Flujos de nutrientes en mol d<sup>-1</sup>, (+) indica fuente, (-) indica sumidero.

## Conclusiones

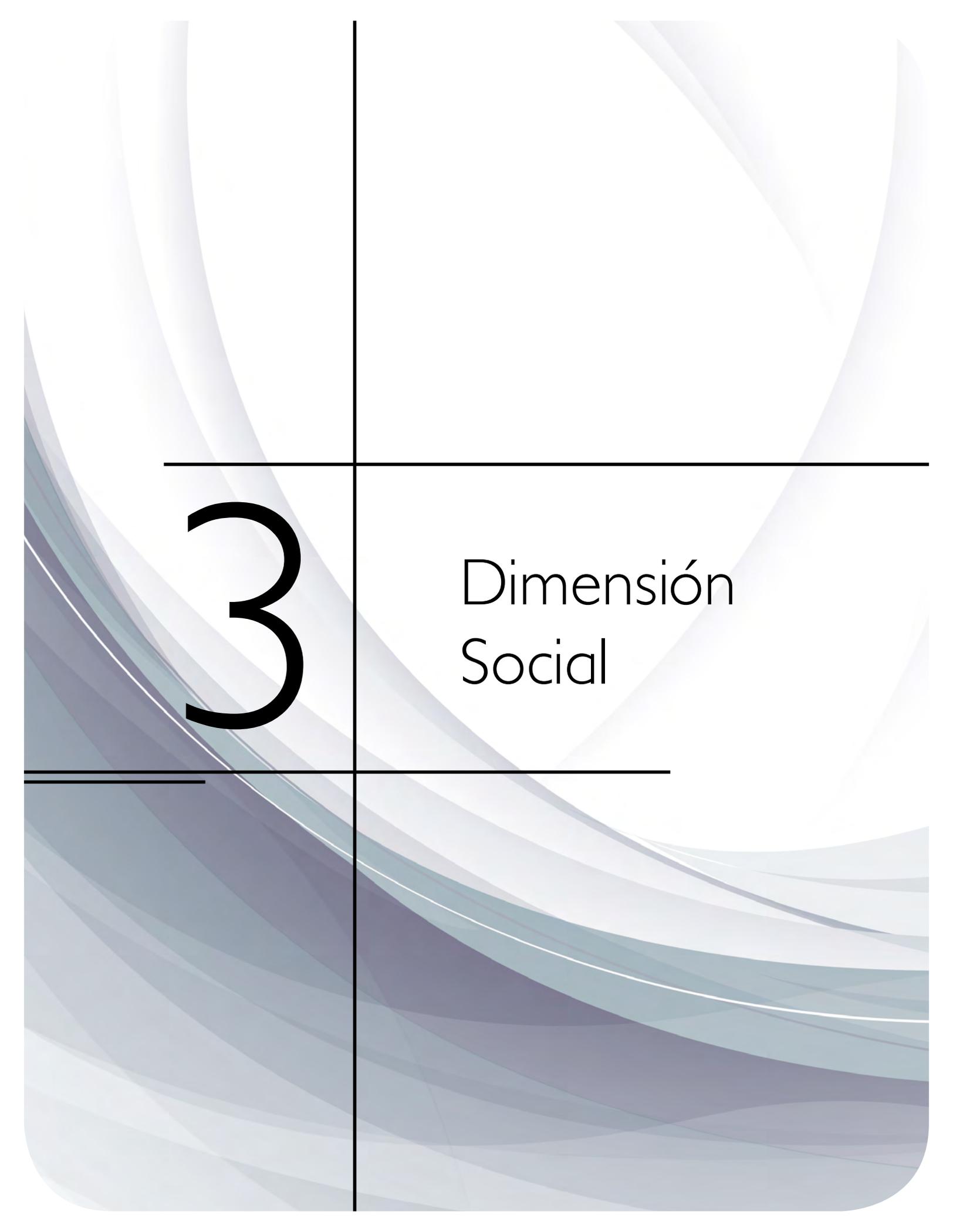
La tasa de renovación del agua de la laguna fue estimada en 15 d. La laguna fue fuente de nitrógeno a una tasa de +76 mol d<sup>-1</sup> y fue sumidero de fósforo a una tasa de -34 mol d<sup>-1</sup>. El proceso de fijación de nitrógeno dominó sobre la desnitrificación a una tasa de 0.1 mmol d<sup>-1</sup> y el metabolismo neto del ecosistema fue autótrofo a una tasa de 5 mmol d<sup>-1</sup>.

## Bibliografía

- Dürr H. H., G. G. Laruelle, C. M van Kempen, C. P. Slomp, M. Meybeck, H. Middelkoop. 2011. Worldwide typology of nearshore coastal systems: defining the estuarine filter of river inputs to the oceans. *Estuaries and Coasts* 34:441-458.
- Camacho-Ibar V. F., V. H. Rivera-Monroy. 2014. Coastal Lagoons and Estuaries in Mexico: Processes and Vulnerability. *Estuaries and Coasts* 37:1313-1318.
- Contreras-Espinosa F., B. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511:223-245
- Dettmann E. H. 2001. Effect of water residence time on annual export and denitrification of nitrogen in estuaries: A model analysis. *Estuaries* 24:481-490.
- Eyre B. D., L. J. McKee. 2002. Carbon, nitrogen, and phosphorus budget for a shallow subtropical coastal embayment (Moreton Bay, Australia). *Limnology and Oceanography* 47:1043-1055.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México, México. 217 pp.
- Giordani G., M. Austoni, J. M. Zaldívar, D. P. Swaney, P. Viaroli. 2008. Modelling ecosystem functions and properties at different time and spatial scales in shallow coastal lagoons: an application of the LOICZ biogeochemical model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:264-277.
- Gordon D. C. Jr., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayacom, F. Wulff, T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines, LOICZ Reports and Studies No. 5. 96 pp.

- Kjerfve B., K. E. Magill. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology* 88:187-199.
- Lankford R. R. 1977. Coastal lagoon of Mexico, their origin and classification. *En: M. Wiley (ed). Estuarine process.* Academic Press, Inc. New York, pp. 182-215.
- Lara-Lara J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M. I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno-Casasola Barcelo, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara y J. A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *En: Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 109-134.
- Levin L. A., L. Kon-Kee, E. Kay-Christian, D. L. Breitburg, J. Cloern, C. Deutschf, M. Giani, A. Goffart, E. E. Hofmann, Z. Lachkar, K. Limburg, L. Su-Mei, E. Montes, W. Naqvi, O. Ragueneau, C. Rabouille, S. Kumar Sarkar, D. P. Swaney, P. Wassman, K. F. Wishner. 2015. Comparative biogeochemistry–ecosystem–human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems* 141:3-17.
- Padilla-Arredondo G., J. A. Arreola-Lizárraga, C. Lechuga-Devéze. 2000. Las Guásimas coastal lagoon, Sonora, México. *En: V. F. Camacho-Ibar, V. Dupra, J. I. Marshall-Crossland, F. Wulff, S. V. Smith, C. J. Crossland (eds). Estuarine Systems of the Latin American Region (Regional Workshop V) and estuarine systems of the Artic Region: carbon, Nitrogen and phosphorus fluxes.* LOICZ Reports and Studies No. 23. 96 pp.
- Parson T. R., Y. Maitia, C. M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamonn Press, Oxford.
- Redfield A. C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Jhonstone Memorial Volume, Liverpool, England.* pp. 177-192.
- Roden G. I., I. Emilsson. 1980. Oceanografía física del Golfo de California. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. Contribución No. 90. 67 pp.
- Smith S.V. 2000. Enfoque de LOICZ a los balances y su extrapolación global. University of Hawaii. 46 pp.
- Smith S. V., D. P. Swaney, L. Talaue-McManus, J. D. Bartley, P. T. Sandhei, C. J. McLaughlin, V. C. Dupra, J. C. Crossland, R. W. Buddemeier, B. A. Maxwell, F. Wulff. 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nitrogen loading to the ocean. *Bioscience* 53:235-245.
- Smith S. V., S. Ibarra-Obando, P. R. Boudreau, V. F. Camacho-Ibar. 1997. Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes in Mexican Coastal Lagoons. *LOICZ Reports and Studies No. 10.* 84 pp.
- Smith J., M. A. Burford, A. T. Reville, R. R. Haese, J. Fortune. 2012. Effect of nutrient loading on biogeochemical processes in tropical tidal creeks. *Biogeochemistry* 108:359-380.
- Swaney D. P., D. Scavia, R. W. Howarth, R. M. Marino. 2008. Estuarine Classification and Response to Nitrogen Loading: Insights from Simple Ecological Models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:253-263.
- Swaney D.P. 2011. Biogeochemical Budgeting in Estuaries. *En: Wolanski, E., D. McLusky (eds). Treatise on Estuarine and Coastal Science,* Academic Press, Waltham. pp. 343-362.
- Swaney D. P, S. V. Smith, F. Wulff. 2011. The LOICZ Biogeochemical Modeling Protocol and its Application to Estuarine Ecosystems. *En: Wolanski, E., D. McLusky (eds). Treatise on Estuarine and Coastal Science,* Academic Press, Waltham. pp. 135-159.
- Tappin A. D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55:885-901.
- Valenzuela-Siu M., J. A. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carrillo, G. Padilla-Arredondo. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17:193-202.





3

Dimensión  
Social



### 3.1 Conformación de una Red Nacional de Laboratorios para el análisis de carbono en los suelos de México

Cuevas-Corona Rosa M.<sup>1,3</sup>; Báez-Pérez Aurelio<sup>8</sup>; Crucci-Macías Nancy<sup>11</sup>; Cruz-Gaistardo Carlos<sup>11</sup>; Cueto-Wong José<sup>4</sup>; Etchevers-Barra Jorge<sup>5</sup>; García-Carreón Jacinto<sup>2</sup>; González-Acuña Irma<sup>7</sup>; Guerrero-Peña Armando<sup>6</sup>; Hidalgo-Moreno Claudia<sup>5</sup>; Huerta-Martínez Elsa<sup>8</sup>; Jarquín-Sánchez Aarón<sup>9</sup>; Llanos-Perales Antonio<sup>7</sup>; Leyva-Reyes Juan<sup>2</sup>; López-Anaya Miguel<sup>10</sup>; Maldonado-Montero Vanessa<sup>1,3</sup>; Martínez-Vargas Margarita<sup>11</sup>; Morfin-Ríos Jorge<sup>1,3</sup>; Olgún-Álvarez Marcela<sup>1,3</sup> y Padilla-Cuevas Juliana<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Comisión Nacional Forestal, Proyecto Fortalecimiento de la Preparación REDD+ en México y fomento de la Cooperación Sur-Sur, Periférico Poniente No. 5360, Col. San Juan de Ocotán. CP 45019, Zapopan, Jalisco. Autor para correspondencia:

rosochkaa@gmail.com.

<sup>2</sup>Comisión Nacional Forestal, Gerencia de Suelos y Gerencia del Inventario Nacional Forestal, Periférico Poniente, No. 5360, Col. San Juan de Ocotán, CP 45019, Zapopan, Jalisco.

<sup>3</sup>Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Montes Urales No. 440, Col. Lomas de Chapultepec, CP 11000, D.F. México.

<sup>4</sup>Centro Nacional de Investigación Disciplinaria RASPA, km 6.5 Sacramento 35 140, Gómez Palacio, Durango.

<sup>5</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México.

<sup>6</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco, Periférico Carlos A. Molina S/N, Carretera Cárdenas-Huimanguillo, km 3.5, CP 86500. Cárdenas, Tabasco, México.

<sup>7</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Santiago Ixcuintla, km 6 entronque Carretera Internacional México-Nogales, CP 63300, Santiago Ixcuintla, Nayarit, México.

<sup>8</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío, km 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, CP 38110, Celaya, Guanajuato, México.

<sup>9</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería El Guineo Sección II, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.

<sup>10</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal. Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, CP 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas. México.

<sup>11</sup>Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Av. Héroe de Nacozari Sur No. 2301, Fraccionamiento Jardines del Parque, CP 20276, Aguascalientes, Aguascalientes.

#### Resumen

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a través del Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, trabaja en la conformación de una *Red Nacional de Laboratorios* (RNL) mediante una Estrategia de Fortalecimiento de capacidades para mejorar y homologar las metodologías que se emplean en laboratorio para la determinación del contenido de carbono en Muestras de Suelo y Material Vegetal (MSMV), colectadas a través del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la CONAFOR. El interés del Proyecto es disminuir el grado de error vinculado a las mediciones de carbono en MSMV, para lo cual se trabaja en la creación de esta RNL. Los aspectos más importantes en los que se está trabajando son: a) equipamiento (*i.e.*, autoanalizadores, muflas, hornos, balanzas, etc.) de la RNL con el fin de incrementar su infraestructura, nivel y capacidad analítica; b) preparación y evaluación de un Material de Referencia Certificado con el objetivo de asegurar la calidad de los resultados que emitan los integrantes de la RNL; c) Participación de la RNL en el Programa de Intercomparación de Análisis de Suelos y Plantas (ISP), cuyo objetivo es mejorar la calidad analítica de los resultados e incrementar la confiabilidad de los análisis; d) modificación y actualización de la *NOM-021-SEMARNAT-2000*, con el fin de incluir las metodologías asociadas a la determinación de carbono en MSMV, y e) capacitación de la RNL mediante cursos-talleres teórico-prácticos asociados a carbono (*i.e.*, metodologías directas convencionales y automatizadas e indirectas quimiométricas).

**Palabras clave:** INFyS, CONAFOR, Estrategia de Fortalecimiento, MSMV.



## Abstract

The United Nations Development Program (UNDP) and the National Forestry Commission (CONAFOR) through the Reinforcing REDD+ and South-South Cooperation Project, works in the formation of a National Lab Network (RNL) through a capability Strengthening Strategy to improve and homologate the methodologies used in laboratories to determine carbon content in Soil Samples and Plant Material (MSMV) collected through CONAFOR's National Forestry and Soil Inventory (INFyS). The Project's interest is to decrease the error degree associated to carbon measurements in MSMV which has led to the creation of this RNL. The most important issues subject matter of this work are: a) RNL Equipping (*i.e.*, auto-analyzers, muffles, furnaces, weighting scales, etc.) in order to enhance its infrastructure, level and analytical capacity; b) preparation and evaluation of a Certified Reference Material aimed at assuring the quality of the results obtained from the RNL elements; c) the RNL's participation in the Soil and Plant Internal Comparison Analysis Program (ISP) aimed at improving the analytical quality and increasing the reliability of analyses; d) the amendment and updating of NOM-021-SEMARNAT-2000, to the effect of including the methodologies associated to the determination of carbon in MSMV, and e) the training of the RNL by means of carbon-associated courses and theoretical-practical workshops (*i.e.*, direct conventional methodologies and automated and indirect chemometrics).

**Key words:** INFyS, CONAFOR, Strengthening Strategy, MSMV.

## Introducción

### *Antecedentes*

En el año 2010, los Gobiernos de Noruega y México firmaron un Memorando de Entendimiento de Cooperación en temas de Medio Ambiente, Bosques y Cambio Climático. Como parte de esta colaboración, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) a través del Proyecto “Fortalecimiento del Proceso de Preparación REDD+ en México y Cooperación Sur-Sur” trabaja en el diseño e implementación de un Sistema de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del sector forestal nacional, derivadas de cambios en los cinco principales almacenes de carbono (*i.e.*, biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta, mantillo y suelo).

Uno de los principales insumos para el MRV son los datos colectados en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS), por lo que entre las actividades del Proyecto encaminadas a la mejora de las estimaciones sobre emisiones de GEI del sector, se incluye la generación de una Red Nacional de Laboratorios (RNL) a través de una Estrategia de Fortalecimiento a las capacidades de los mismos, enfocada a la reducción del error vinculado a las determinaciones del contenido de carbono en Muestras de Suelo y Material Vegetal (MSMV), (incrementando el nivel de certeza en los datos obtenidos de manera analítica), así como, una mayor comparabilidad entre resultados a través de la implementación y homologación de metodologías de estimación y protocolos de control de calidad existentes.

## Materiales y métodos

### *Fase uno: Planteamiento y desarrollo de la Estrategia de Fortalecimiento*

El procedimiento para desarrollar la *Estrategia de Fortalecimiento* realizado en el 2014, fue el siguiente: a) descripción de las capacidades analíticas requeridas y recursos técnicos necesarios para dar soporte al análisis en laboratorio de MSMV derivadas del INFyS de la CONAFOR; b)

identificación de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional; c) selección por región de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional; d) evaluación y análisis de las capacidades técnicas e institucionales de los laboratorios con el fin de identificar las áreas que requieran fortalecimiento; e) planteamiento de una *Estrategia de Fortalecimiento* con el fin de robustecer las áreas identificadas, y f) elaboración del plan de fortalecimiento.

#### *Fase dos: Generación de la RNL e Implementación de la Estrategia de Fortalecimiento*

Los aspectos más importantes en los que se trabaja en el 2015 son: a) conformación de la RNL mediante un Convenio General de Colaboración Interinstitucional; b) equipamiento (*i.e.*, autoanalizadores, muflas, hornos, balanzas, etc.) de la RNL con el fin de incrementar su infraestructura, nivel y capacidad analítica; c) preparación y evaluación de un Material de Referencia Certificado con el objetivo de asegurar la calidad de los resultados que emitan los integrantes de la RNL; d) participación de la RNL en el Programa de Intercomparación de Análisis de Suelos y Plantas (ISP), cuyo objetivo es mejorar la calidad analítica de los resultados e incrementar la confiabilidad de los análisis; e) Modificación y actualización de la *NOM-021-SEMARNAT-2000*, con el fin de incluir las metodologías asociadas a la determinación de carbono en MSMV; f) capacitación de la RNL mediante cursos-talleres teórico-prácticos asociados a carbono (*i.e.*, metodologías directas convencionales y automatizadas e indirectas quimiométricas) y g) implementación de la metodología de Espectroscopia de Infrarrojo Cercano (NIR) en la RNL: Fase 1 de Pre-calibración.

## **Resultados y discusión**

### *Fase uno<sup>1</sup>: planteamiento y desarrollo de la Estrategia de Fortalecimiento*

*Descripción de las capacidades analíticas requeridas y recursos técnicos necesarios para dar soporte al análisis en laboratorio de MSMV derivadas del INFyS de la CONAFOR.* Se describió a detalle el tipo de metodologías utilizadas para cuantificar carbono, el uso de equipos automatizados para obtener determinaciones rápidas confiables y precisas, la calibración de equipos con el fin de conocer la desviación de la medición y la confiabilidad del mismo, la preparación de la muestra problema, la implementación de procesos de control de calidad analítica y el monitoreo de la validez de los resultados analíticos.

*Identificación de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional.* Se preseleccionaron a los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional, identificando a 22 laboratorios distribuidos en 16 estados de la República Mexicana, pertenecientes a 10 instituciones.

*Selección por región de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional.* En esta fase se seleccionaron 15 laboratorios, distribuidos en 11 estados de la República Mexicana y representados por ocho instituciones.

*Evaluación y análisis de las capacidades técnicas e institucionales de los laboratorios con el fin de identificar las áreas que requieran fortalecimiento.* Se visitó a los 15 laboratorios seleccionados, aplicándoles una encuesta para identificar sus capacidades y necesidades analíticas y a través de un

---

<sup>1</sup>La descripción a detalle de la **fase uno** se realizó para el V Simposio Internacional del Carbono en México (2014) y se encuentra en las Memorias del mismo con el título “*Estrategia de fortalecimiento de capacidades de los laboratorios para apoyar las necesidades del Inventario Nacional Forestal y de Suelos*”.

diagnóstico y evaluación para establecer las áreas que requieren fortalecer (*i.e.*, infraestructura, nivel analítico, capacidad analítica, control de calidad y número de metodologías).

*Planteamiento de una Estrategia de Fortalecimiento con el fin de robustecer las áreas identificadas.* El proceso que implica robustecer las áreas identificadas y el plan de fortalecimiento consiste en: a) *infraestructura*: incrementar la infraestructura mediante la donación de equipos (*i.e.*, autoanalizadores, muflas, hornos, molinos, etc.) por parte del Proyecto a cada integrante de la RNL.

El equipamiento se realizó con base en las necesidades de cada laboratorio; b) *nivel analítico*: aumentar al menos un nivel en cada laboratorio mediante la inclusión de metodologías convencionales y automatizadas para la determinación de carbono. Si se cuenta con una mayor infraestructura (que es otra estrategia de fortalecimiento) será posible aspirar a un nivel analítico más alto, es decir, si se dota a la RNL de equipamiento, por ende podrá aumentar su nivel analítico; c) *capacidad analítica*: homogeneizar la capacidad analítica entre laboratorios, es decir, que los laboratorios determinen la misma cantidad de muestras por mes y a un mismo costo; d) *control de calidad*: incrementar la calidad analítica a través de la implementación de procesos de control de calidad en todos los análisis con el fin de monitorear y asegurar la validez de los resultados que genere la RNL, y e) *número de metodologías*: con el equipamiento y un mayor nivel analítico automáticamente aumenta el número de metodologías asociadas al análisis de carbono.

#### *Fase dos: generación de la RNL e Implementación de la Estrategia de Fortalecimiento*

*Selección de las instituciones que conforman la RNL.* El Cuadro 1 muestra a los integrantes de la RNL con base en la evaluación y diagnóstico realizado en la fase uno. Este grupo de laboratorios cumple de manera satisfactoria con dos atributos relevantes considerados para el proyecto, es decir, alrededor del 90% se enfoca en un alto control de calidad para la realización de sus análisis y posee experiencia en el análisis de carbono por diversos métodos (*i.e.*, directos convencionales y automatizados e indirectos quimiométricos). Por lo tanto, estos laboratorios cuentan con la capacidad y el potencial para conformar una red sólida y cubrir las demandas del proyecto.

**Cuadro 1.** Integrantes de la RNL.

<b>Estado</b>	<b>Ciudad</b>	<b>Institución</b>	<b>Laboratorio</b>
Tabasco	Villa hermosa	ECOSUR	Laboratorio de Biogeoquímica
Chiapas	San Cristóbal de las Casas	ECOSUR	Laboratorio de Suelos y Plantas
Tabasco	Cárdenas	COLPOS	Laboratorio Agroindustrial, Suelos, Plantas y Aguas (LASPA)
Estado de México	Texcoco	COLPOS	Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental
Aguascalientes	Aguascalientes	INEGI	Laboratorio de Análisis de Materiales (LAM)
Guanajuato	Celaya	INIFAP	Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal
Nayarit	Santiago Ixcuintla	INIFAP	Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal
Durango	Gómez Palacio	INIFAP	Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID RASPA)

### Implementación de la Estrategia de Fortalecimiento

*Conformación de la RNL mediante un Convenio General de Colaboración Interinstitucional.* Con el fin de asegurar el cumplimiento de los compromisos establecidos entre las partes (CONAFOR-PNUD y RNL), a principios del 2015 se firmó un Convenio General de Colaboración que establece la generación de la RNL con el fin de robustecer la capacidad analítica en las determinaciones asociadas a la cuantificación de carbono en MSMV en los ecosistemas terrestres del país.

*Equipamiento de la RNL con el fin de incrementar su infraestructura, nivel y capacidad analítica.* El Cuadro 2 muestra los equipos adquiridos por el Proyecto y donados a los integrantes de la RNL.

**Cuadro 2.** Equipos requeridos por la RNL.

Equipo / Institución y laboratorio	ECOSUR		COLPOS		INIFAP			INEGI
	2	5	3	9	6	12	13	15
AET		x	x	x		x	x	
Instalación de línea de gases especiales para el funcionamiento del AET		x	x	x		x	x	
Laptop*	x	x	x	x	x	x	x	x
Disco duro externo*	x	x	x	x	x	x	x	x
Gases especiales para el AET	x	x	x	x	x	x	x	x
Mufla	x					x		x
Horno/estufa	x							x
Horno/estufa de convección forzada				x		x		
Balanza analítica	x					x		
Molino para suelos y material vegetal	x							x
Desktop	x							

AET= Autoanalizador Elemental Total, \*En condición de comodato, 2= Laboratorio de biogeoquímica, 5= Laboratorio de Suelos y Plantas, 3= Laboratorio Agroindustrial, Suelos, Plantas y Aguas (LASPA), 9= Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, 6= Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal, 12= Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID RASPA), 13= Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal, 15= Laboratorio de Análisis de Materiales (LAM).

*Preparación y evaluación de un Material de Referencia Certificado con el objetivo de asegurar la calidad de los resultados que emitan los integrantes de la RNL.* El proceso de preparación del Material de Referencia Certificado para análisis de carbono en suelo es coordinado por el Proyecto y elaborado por el ISP del COLPOS. Este proceso de preparación consistió en: a) selección del sitio y muestreo del suelo (aprox. 50 kg de un Fluvisol), y b) preparación de la muestra (secado molienda y tamizado); c) homogeneización (se colocó en un contenedor con aspas y durante 20 días estuvo girando). La siguiente etapa por realizar consistirá en hacer pruebas de homogeneidad; para ello se utilizarán tres métodos, NIR (Quimiometría), Walkley-Black (método AS-09 de la NOM-021-SEMARNAT-2000) y la mufla (calcinación a 900 °C).

*Participación de la RNL en el ISP, cuyo objetivo es mejorar la calidad analítica de los resultados e incrementar la confiabilidad de los análisis.* El Laboratorio Agroindustrial, Suelos, Plantas y Aguas (LASPA) del COLPOS en coordinación con el Proyecto PNUD-CONAFOR, convocó a la RNL a participar en el ejercicio 2015 del ISP, a través de un ensayo de aptitud para verificar su desempeño, mejorar la calidad analítica de sus resultados e incrementar la confiabilidad de sus análisis. A mediados de mayo del 2015, el LASPA envió una muestra de suelo a cada participante con el fin de que le determinen carbono mediante diversos métodos como son: por volumetría mediante el método de Walkley-Black, por gravimetría mediante el método de la mufla (LOI) y por combustión seca mediante el uso de un analizador elemental (Shimadzu-TOC, LECO, Perkin Elmer, Thermo Scientific,



etc.). Los resultados de cada laboratorio fueron evaluados por el LASPA mediante sus criterios estadísticos, uno basado en la mediana, y otro en la media. Los resultados del ejercicio 2015 y las constancias de participación, se entregaron a los laboratorios participantes en la primera semana de julio de 2015.

*Capacitación de la RNL mediante cursos-talleres teórico-prácticos asociados a carbono.* En noviembre del 2014 se impartió el Taller de Implementación de Metodologías Asociadas a la Determinación del Contenido de Carbono en los Suelos de México; el cual tuvo como objetivos: a) brindar capacitación teórica básica del ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres; b) dar capacitación teórico-práctica para la colecta y procesamiento (*i.e.*, preservación, secado, homogenizado, molienda, tamizado, almacenamiento) de las MSMV previo a la determinación de su contenido de carbono; c) ofrecer capacitación teórico-práctica para determinación del contenido de carbono orgánico e inorgánico en MSMV, considerando metodologías directas automatizadas (combustión seca con el Autoanalizador), e indirectas quimiométricas (métodos quimiométricos utilizando un NIR); d) integrar el conocimiento teórico-práctico adquirido para entender el ciclo del carbono en sistemas forestales, agrícolas y agropecuarios de país (*i.e.*, casos de estudio), y e) integrar los resultados obtenidos (*i.e.*, contenido de carbono) por las diversas metodologías para su posterior comparación, análisis e interpretación.

*Implementación de la metodología NIR en la RNL: Fase 1 de Pre-calibración.* En abril del 2015 la RNL recibió el taller de capacitación para la construcción de calibrados con el objetivo de adquirir los conocimientos quimiométricos necesarios para generar modelos de calibración para carbono en muestras de suelo y adquirir espectros y valores de referencia para implementar la tecnología NIR en el análisis de carbono en suelo.

## Conclusiones

Como parte de los resultados del “*Taller de Implementación de Metodologías Asociadas a la Determinación del Contenido de Carbono en los Suelos de México*”, se recomienda a la RNL el uso de métodos automatizados (*i.e.*, directos e indirectos) para determinar carbono tanto en muestras de suelo como de material vegetal ya que su uso garantiza resultados rápidos, confiables y que superan a los métodos convencionales.

### *Tercer ciclo del INFyS de la CONAFOR*

Actualmente el INFyS de la CONAFOR, lleva a cabo el levantamiento en campo del tercer ciclo del inventario (2015-2019), donde se contempla el muestreo de 1370 conglomerados considerados para el Modulo E-Suelos. De este levantamiento, se estima que se necesitarán alrededor de 28,000 análisis por parte de la RNL de los cuales cerca de 10,000 se requerirán por métodos automatizados directos, es decir, con el autoanalizador. Cabe resaltar que los autoanalizadores son equipos sofisticados diseñados para realizar determinaciones (carbono u otro elemento) rápidas, confiables, precisas y simultáneas en muestras de suelo. Si se quisiera determinar carbono por los métodos convencionales (*i.e.*, volumétricos, gravimétricos, etc.), tomaría mucho más tiempo aunado a una mayor incertidumbre asociada a la determinación/medición.

*Implementación de la metodología NIR.* En el contexto de la Estrategia de Fortalecimiento se pretende implementar la metodología indirecta quimiométrica NIR en la RNL con la idea de que los laboratorios que cuentan con el equipo (COLPOS Montecillo y Tabasco e INIFAP CENID-RASPA), generen ecuaciones de calibración con el fin de utilizarlas para estimar la concentración de carbono en las muestras de suelo (utilizando únicamente el espectro de éstas) colectadas por el INFyS de la CONAFOR en su Ciclo 3 (2014-2019) de muestreo. Debido a los extensos requerimientos del INFyS, se trabaja en la implementación de ésta metodología con el objeto de que opere en un mediano plazo

para así satisfacer las demandas de CONAFOR en cuanto a análisis se refiere (carbono en muestras de suelo), de manera rápida, precisa, confiable y costo-efectiva. Por último, es importante mencionar que este método no es exclusivo para estimar carbono, lo cual eventualmente permitirá estimar otras variables físico-químicas asociadas al suelo como son: pH, textura, contenido de humedad, etc. (Velasquez *et al.*, 2005).

*Presupuesto.* El presupuesto aprobado por parte del Proyecto para la implementación de la Estrategia de Fortalecimiento es de aproximadamente \$400,000 dólares americanos. El presupuesto estimado para el análisis de muestras del tercer ciclo del INFyS de la CONAFOR (Módulo E-Suelos) es de aproximadamente \$600,000 dólares americanos.

*Pasos siguientes.* Se espera que a finales de 2015 termine la Implementación de la Estrategia de Fortalecimiento. Las actividades más importantes por realizar son: a) análisis de los resultados obtenidos por el ISP con el fin de comparar la calidad técnica entre los integrantes de la RNL, identificar errores en el funcionamiento de sus equipos, supervisar la formación, cualificación y competencia técnica de su personal, etc.; b) uso del Material de Referencia Certificado con el fin de asegurar la calidad de los resultados que emitan los integrantes de la RNL; c) implementación de la metodología NIR en la RNL: Fase 2 de Calibración; d) organizar el Simposio "Conformación de una Red Nacional de Laboratorios para el análisis de carbono en los suelos de México" en el marco del XL Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo; e) elaboración del video "Suelos de México", en el marco del año Internacional de los Suelos 2015, en coordinación con la RNL, la Gerencia de Suelos y del Inventario Nacional Forestal de la CONAFOR, así como con el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, y f) generación de la propuesta para un modelo de calibración/estimación de la RNL, para implementar la tecnología NIR en el análisis de carbono en suelos.

## **Bibliografía**

Velasquez E., P. Lavelle, E. Barrios, R. Joffre, F. Reversat. 2005. Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. *Soil Biology and Biochemistry* 37:889-898.



## 3.2 El valor de las emisiones de carbono asociadas al sistema agrícola de roza, tumba y quema

Borrego Armonía<sup>1</sup>; Salinas-Melgoza Miguel A.<sup>2,3</sup> y Skutsch Margaret<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F., México. Autor para correspondencia: [armoniabg@economia.unam.mx](mailto:armoniabg@economia.unam.mx)

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México

<sup>3</sup>Departamento de Gobernanza y Tecnología para la Sustentabilidad, Universidad de Twente, CP 7522, NB Enschede, Países Bajos.

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, CP 58190 Morelia, Michoacán, México.

### Resumen

Una gran parte de la superficie forestada de México está degradada, sin embargo, existen oportunidades de recuperar los almacenes de carbono mediante regeneración natural, tras identificar las causas de la degradación y suprimirlas. Esta recuperación de stocks de carbono supone el conocimiento de los costes de oportunidad debido a que la principal causa de la degradación forestal está relacionada con actividades económicas como el sistema agrícola de roza tumba y quema, y el pastoreo de ganado. En este estudio calculamos los costes económicos asociados a la captura de carbono en la selva baja caducifolia para dos comunidades de Jalisco, México con base en un análisis de los costes de oportunidad. Los resultados pueden ayudar a tomar decisiones óptimas de política ambiental o decidir la participación en mecanismos internacionales como la iniciativa llamada REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal).

**Palabras clave:** degradación forestal, selva baja caducifolia, captura de carbono, costes de oportunidad.

### Abstract

A large part of Mexico's forests are degraded but present the opportunity for recuperation of carbon stocks through natural growth, once the drivers of degradation are removed. However, there are opportunity costs involved since most of the drivers are related to economic activities including shifting cultivation and cattle grazing. The study calculates the economic costs of sequestration of carbon in tropical dry forest (TDF) in western Mexico based on an analysis of such opportunity costs. Results may help policy makers and land managers make informed decisions about whether to engage in international programs such as Reduced Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+).

**Key words:** forest degradation, deciduous forest, carbon sequestration, opportunity costs.

### Introducción

La protección y conservación de bosques a menudo se relaciona con el papel de la vegetación para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ambientales, particularmente los depósitos de carbono contenidos en estos ecosistemas.

Las iniciativas de cooperación internacionales sobre cambio climático enfatizan la importancia de los bosques y sugieren que la absorción de carbono puede ser utilizada para cumplir los objetivos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Esta es una posibilidad que se ha

convertido en un elemento explícito en el diseño de políticas y mecanismos de incentivos para combatir el cambio climático a nivel mundial.

Como resultado de algunas iniciativas el ritmo de pérdidas netas de recursos forestales y las emisiones procedentes de la deforestación han disminuido en los últimos años, sin embargo, existe aún la preocupación en cuanto a la degradación forestal, debido -en buena parte- a la conversión de hectáreas de bosque para otros usos, especialmente agrícolas.

Uno de los mecanismos que aborda acciones dirigidas a la reducción de degradación forestal es la iniciativa llamada REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de bosques), que promueve la reducción de emisiones y captura de carbono mediante planes de conservación, expansión natural de bosques, manejos sostenibles y conservación de los stocks de carbono.

Al presente, la mayoría de los paisajes forestales degradados se presentan en bosques tropicales, es decir bosques donde la biomasa ha sido removida por la actividad humana, aunque continúa siendo una cobertura vegetal. Así, se observan transformaciones no controladas de bosques tropicales en favor de tierras de cultivo, un patrón que se repite para el caso de México donde gran parte de los bosques tropicales están degradados.

En México, la mayor parte de estos bosques están en manos de campesinos que a menudo siembran para autoconsumo, en pequeña escala y a veces practican un sistema agrícola rudimentario llamado roza, tumba y quema (RTQ). Habitualmente se culpa a este sistema agrícola por la elevada generación de emisiones derivadas del proceso de producción y por la pérdida de vegetación que conllevan las actividades de la preparación de la tierra para sembrar (Houghton, 2005; Houghton y Goodale, 2004; Nigh y Diemont, 2013). Ante este problema, se ha sugerido el cambio de un sistema agrícola RTQ a uno de agricultura permanente; es decir, la práctica de agricultura intensiva podría funcionar como un mecanismo de protección de bosques, garantizando la seguridad alimentaria con la consecuente disminución de emisiones que se realizan en cada ciclo de siembra (West *et al.*, 2010).

Una característica a tomar en cuenta es que la degradación de bosques tropicales tiene un impacto sobre la población y más directamente en los hogares y agricultores que dependen directamente de los recursos naturales para mantener su sustento. El implementar mecanismos o planes de conservación podría tener repercusiones económicas para estos hogares debido a las restricciones que implicaría el renunciar al uso y consumo habitual de los recursos naturales existentes en estos bosques (*i.e.*, coste de oportunidad). Tomando en cuenta que la reducción de emisiones debería lograrse de modo efectivo, a un mínimo coste y generando equidad social (Swallow *et al.*, 2007), conocer el valor económico (*i.e.*, coste de oportunidad) de las emisiones resulta relevante si se trata de implementar un mecanismo de reducción de emisiones de manera efectiva.

El objeto de este estudio es estimar el coste de oportunidad de las emisiones de carbono derivadas en el sistema agrícola de roza, tumba y quema. Conocer el valor de estas emisiones puede ayudar a la concreción de acuerdos internacionales donde deba incorporarse el coste de oportunidad para calcular los costes de una política de aumento en los stocks de carbono. A la vez, la fijación de este valor para las emisiones de carbono puede tener un impacto en la forma cómo los bosques son manejados o en la evaluación de políticas públicas.

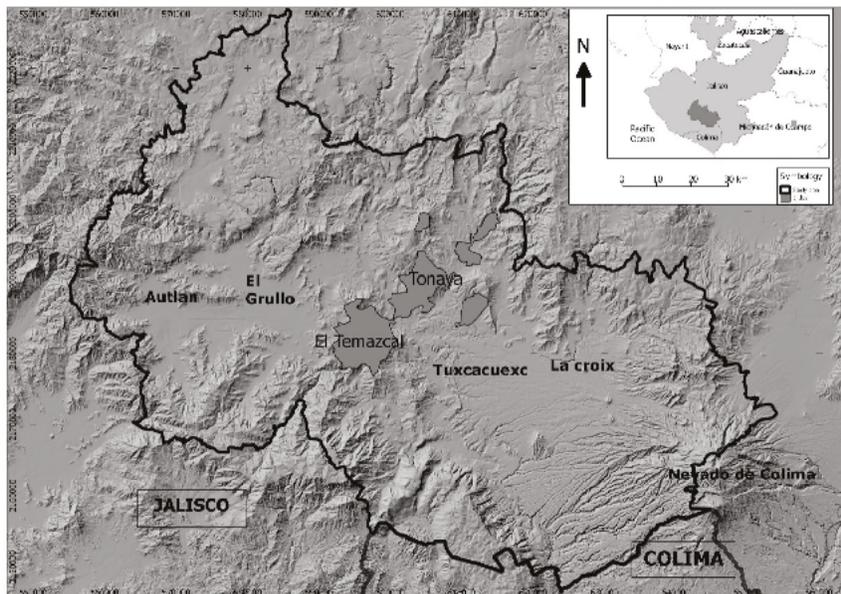
La siguiente sección describe la zona de estudio y se presentan algunas características relevantes de la tierra y de la población en el área de estudio. Se presentan las principales características del sistema agrícola roza tumba y quema según las prácticas habituales por campesinos de la región. Se describen los métodos utilizados para las estimaciones de carbono almacenado bajo diferentes sistemas y los respectivos costes de oportunidad. El tercer apartado presenta los principales resultados. Antes de concluir, se discute la utilidad de los valores obtenidos y se comparan con resultados de otros estudios similares.

## Materiales y métodos

Este análisis forma parte de un estudio más amplio que aborda las implicaciones de las estrategias REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación) para algunas comunidades situadas en los municipios de la Cuenca del Río Ayuquila. El estudio integra aspectos ecológicos, geográficos, económicos y sociales. A partir de la investigación de campo realizada se han seleccionado dos tipos de información para fines del presente análisis y también se definen las dos comunidades que constituyen el área de estudio. A continuación se describen las características de la zona de estudio y posteriormente las metodologías utilizadas.

### Área de estudio

Situados en la región sur del estado de Jalisco, los ejidos Tonaya y Temazcal pertenecen a la Cuenca del Río Ayuquila (Figura 1). Se localizan a una altitud media de 990 m s. n. m., con más de la mitad de la superficie formada por áreas accidentadas y con vegetación mayormente compuesta por selva baja caducifolia, robles y bosques de coníferas.



**Figura 1.** Localización la zona de estudio (ejidos Tonaya y El Temazcal, Jalisco, México).

Tonaya tiene una superficie total de 6913 ha. Al año 2010 la población total era de casi 3500 habitantes (INEGI, 2010), con 282 ejidatarios registrados. La población en Tonaya aumentó en 6% entre el 2000 y el 2010.

Para el 2010 la superficie cubierta por selva baja caducifolia era de 3308 ha de manera que, casi la mitad del ejido está cubierto por selva baja, con lo que a cada habitante en Tonaya le correspondería poco menos de una ha de esta vegetación. En promedio, en Tonaya había 6000 cabezas de ganado al año en que se realizó este estudio.

En el caso de El Temazcal, que tiene 5446 hectáreas de superficie total, registró una población total de 184 habitantes al año 2010 (INEGI, 2010) y 81 ejidatarios. La población total registró una disminución de 25% entre 2000 y 2010. Al año 2010 la selva baja caducifolia en cubría 3879 ha, casi tres cuartas partes del ejido (71%). La superficie media de selva baja por habitante es de 21 ha. En este ejido había alrededor de 2500 cabezas de ganado para el mismo año. El Cuadro 1 muestra algunas características de la zona de estudio.

**Cuadro 1.** Principales características de la zona de estudio.

<b>Características</b>	<b>Tonaya</b>	<b>El Temazcal</b>
Población total (habitantes) <sup>1</sup>	3497	184
Ejidatarios registrados <sup>2</sup>	282	81
Número de hogares <sup>1</sup>	955	53
Altitud (m sobre nivel del mar) <sup>1</sup>	820	1039
Superficie total (ha) <sup>1</sup>	6913	5446
Superficie selva baja caducifolia (ha) <sup>1</sup>	3308	3879
Ratio selva baja por habitante	0.95	21.08
Superficie media sembrada por productor -bajo sistema roza tumba y quema- (ha) <sup>3</sup>	7.28	4.87
Cabezas de ganado en el ejido <sup>3</sup>	6000	2500
Grado de maginación <sup>4</sup>	Medio	Bajo

<sup>1</sup>INEGI, 2010.<sup>2</sup>RAN, 2012<sup>3</sup>Entrevistas en el área de estudio<sup>4</sup>CONAPO, 2010.

### *Sistema agrícola de roza, tumba y quema en el área de estudio*

Este sistema agrícola se practica mayormente en terrenos de ladera, superficies montañosas y áreas accidentadas. No suele requerir de maquinaria, agroquímicos o fertilizantes debido a que los suelos son ricos en nutrientes por ser superficies descansadas. Las principales herramientas de trabajo son instrumentos rudimentarios como la coa, el machete, el azadón, hacha y barretón, lo cual puede implicar menores costes monetarios asociados a los insumos para la siembra, aunque un mayor coste en fuerza de trabajo.

El primer ciclo bajo esta forma de producción -habitualmente inicia en el segundo trimestre del año- requiere la selección de un terreno virgen cubierto por vegetación abundante para "desmontar" mediante la tumba. Después de derribar los árboles de mayor diámetro se trituran y se usan para obtener postes o leña. Los restos de la vegetación se depositan junto a las hojas y ramas para efectuar la quema, que puede hacerse de una manera controlada para evitar que el fuego se propague. Una vez "abierto" el terreno se inicia la siembra a mitad del año, coincidiendo con el inicio de la estación lluviosa. Las semillas utilizadas habitualmente se reservan de la última cosecha o mediante intercambios con gente de la localidad. Si se observa crecimiento de maleza tras la siembra, ésta se retira de forma manual o usando algún químico. Es habitual que durante el desarrollo del cultivo aparezcan roedores, aves, jabalís, tejones o coyotes, que son percibidos como una amenaza. Así, el uso de trampas rudimentarias o la cacería de algunos es una práctica frecuente. Finalmente la cosecha tiene lugar en el último mes del año y la producción se recoge de forma manual.

En otro caso, si se trata de sembrar en un terreno de un segundo o tercer período la preparación de la tierra requiere la roza, que consiste en la retirada de los restos de la cosecha del período anterior y también de algunos arbustos y vegetación poco densa que han crecido desde la última cosecha. Sembrar en un segundo período el mismo terreno puede implicar un menor esfuerzo físico con respecto a la siembra que se hace por primera vez en un terreno virgen. El terreno se siembra por dos o tres años consecutivos tras lo cual se deja en un período de descanso que puede variar entre tres y diez años para permitir la regeneración de la tierra mediante el crecimiento natural de la vegetación nativa. Una vez transcurrida la fase de descanso, el terreno inicia el primer ciclo de siembra como ya se ha detallado.

Al ser agricultura de subsistencia, el objetivo principal es garantizar el autoconsumo familiar, y cuando es posible, destinar una parte de la producción al mercado local. Los cultivos más comunes son el maíz, frijol y calabaza. El rendimiento promedio puede alcanzar 2 t de maíz por ha aunque esta

cantidad puede variar en función de las habilidades y experiencia del campesino, la cantidad de lluvia, la fertilidad de la tierra, entre otras variables.

### *Metodología para estimar los almacenes de carbono*

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea y en el suelo se estimaron en 27 parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup>. Del total, 13 estaban situadas en Tonaya y 14 en El Temazcal. Los sitios seleccionados representaban las dos principales fases del sistema RTQ (23 parcelas estaban en la fase de descanso - períodos que variaban entre tres y diez años de descanso- y cuatro parcelas en fase de producción). Los sitios en descanso se clasificaron en tres grupos de edad: seis a cuatro años, cinco a siete años y ocho a diez años. El muestro se realizó entre agosto del 2013 y marzo de 2014.

En cada parcela se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP: 1.3 m de altura) para todos los individuos de tallo leñosos con  $DAP \geq 2.5$  cm. La biomasa seca de la parte aérea fue inferida mediante la fórmula de Martínez-Yrizar *et al.*, (1992), y para la fracción de carbón en madera seca (la biomasa aérea (BA)) se usó un factor de conversión de 0.5.

El carbono en el suelo de cada sitio se obtuvo siguiendo el protocolo OHHW con el analizador de elementos Perkin Elmer 2400 Series II en modo CHN de una muestra compuesta, es decir, derivada de cuatro sub-muestras de suelo de 10 cm de profundidad colectadas en los cuatro puntos cardinales sobre el límites de cada sitio. De esta manera las diferencias de carbono almacenado en cada grupo de edad correspondían a la fase de descanso y la fase de producción de RTQ y también se hicieron los cálculos equivalentes para el sistema de agricultura permanente (AP) que se evaluaron mediante un análisis de varianza. El carbono aéreo y del suelo se consideraron como variables dependientes, mientras que los tres grupos de edad y la fase de producción se consideraron como variable independientes.

### *Cálculo del carbono por tonelada de maíz*

Para este estudio se consideró un ciclo completo de RTQ de diez años dividido en dos fases: una fase de descanso (seis años) y otra fase de dos años de cultivo de maíz (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002; Jardel, E. comunicación personal). Por otra parte, el sistema de AP se determinó por una sola fase. Las concentraciones de carbono para RTQ y AP se obtuvieron a partir de los resultados de Salinas-Melgoza *et al.*, (sometido) y se consideró el carbono aéreo en AP como cero. Se consultó la cosecha promedio de maíz en esta región para RTQ y para AP en datos publicados (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002; Jourdain *et al.*, 2001), siendo de 1085 tonh<sup>-1</sup> y de 3,801 tonh<sup>-1</sup> para RTQ y AP respectivamente.

### *Metodología para calcular los costes de oportunidad*

Los costes económicos asociados a las prácticas agrícolas se obtuvieron mediante cuestionarios diseñados que se aplicaron a la población relevante. Para calcular los costes de oportunidad el cuestionario incluía preguntas sobre el consumo de recursos naturales que se aprovechan después de la siembra RTQ, la frecuencia de consumo, la temporada, los precios de mercado de cada bien, el tamaño de parcela sembrada, periodo de descanso de la tierra, rendimiento obtenido en la producción, etc. De esta manera se elaboró un inventario detallado con el registro de las decisiones reales de los campesinos según sus prácticas de agricultura asociadas al sistema agrícola de RTQ y también al sistema de agricultura permanente. En la literatura el método se basa en la observación de las preferencias (decisiones) reales se conoce como Técnica de Comportamiento Observado (Adamowicz *et al.*, 1997) o método a Precios de Mercado (IIED, 2003).

La modalidad de la entrevista fue personal y se realizó en los domicilios de los campesinos o en sus tierras de trabajo. En total se completaron 47 encuestas al año 2013 en las dos comunidades. El porcentaje de respuestas al cuestionario fue de 98%.

## Resultados

Los valores del Cuadro 2 muestran la cantidad de carbono medio, el coste medio y la superficie requerida para la producción de 10 t de maíz en un ciclo completo del sistema RTQ que corresponde a diez años. Como se observa, existe poca diferencia si se comparan las cantidades anuales medias de carbono fijado en el sistema agrícola de agricultura permanente ( $65.42 \text{ Mgha}^{-1}$ ) y el carbono medio fijado cada año en el sistema RTQ ( $59.94 \text{ Mg/ha}$ ). También se observan las diferencias en la superficie total requerida y en el coste medio por cada Mg en cada sistema. En concreto, producir 10 t de maíz en RTQ requiere de 4.43 ha sembradas simultáneamente y un período de diez años, mientras que para producir las mismas 10 t de maíz en agricultura permanente, se requiere de 0.26 ha sembrada cada año durante diez años consecutivos.

**Cuadro 2.** Valor medio anual del coste de carbono almacenado durante un ciclo de diez años\*.

Sistema	Carbono medio anual ( $\text{Mgha}^{-1}$ )	Coste medio anual ( $\text{\$Mg}^{-1}$ )	Superficie acumulada (ha)***
RTQ**	59.94	126.7	4.43
AP	65.42	201	2.26

RTQ: Roza-tumba-quema

AP: Agricultura permanente

\* Valores medios anuales para la producción de 10 t de maíz

\*\* Corresponde a 2 años de cultivo consecutivos y ocho años de descanso

\*\*\* A lo largo de un ciclo de diez años

Las implicaciones para las superficies acumuladas comparando los dos sistemas agrícolas sugieren considerar que para RTQ una quinta parte del ciclo de diez años la superficie está en fase de cultivo (equivalente a 0.886 ha) y cuatro quintas parte del ciclo permanece en descanso (equivalente a 3.544 ha), tiempo que corresponde a selva en diferentes edades. Comparando con el sistema de agricultura permanente, cada año (en un ciclo de diez años) requeriría cultivar 0.26 ha y las restantes (4.17 ha) podrían permanecer como selva.

El Cuadro 3 incorpora valores más específicos del carbono almacenado en el suelo y el carbono aéreo que se liberaría debido a la conversión de selva baja en sistema agrícola RTQ y los costes asociados (los valores se han estimado usando una tasa de descuento al 5%).

**Cuadro 3.** Coste del carbono capturado según sistema agrícola mediante regeneración natural.

Uso de suelo	Carbono en suelo ( $\text{Mgha}^{-1}$ )	Carbono en suelo ( $\text{\$Mg}^{-1}$ )	Carbono aéreo ( $\text{Mgha}^{-1}$ )	Carbono aéreo ( $\text{\$Mg}^{-1}$ )	Carbono Total* ( $\text{\$Mg}^{-1}$ )
RTQ	62.72	126.7	0	0	126.7
FD1	40.55	47.55	6.02	7.04	49.3
FD2	56.23	24.43	7.63	3.32	26.6
FD3	60.97	16.08	7.72	2.04	17.93
FD medio	52.22	25.6	7.03	3.45	29.05
AP	24.33	201	0	0	201**

RTQ: Período de siembra roza-tumba-quema (fase de producción) años 1 y 2

FD1: Fase de descanso 3-4 años

FD2: Fase de descanso 5-7 años

FD3: Fase de descanso 8-10 años

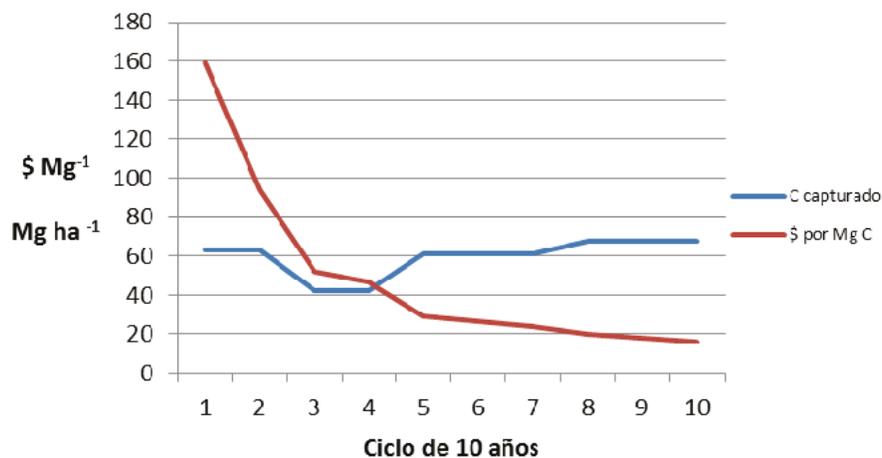
AP: Agricultura permanente

\* Incluye postes, leña y rastrojo para ganado

\*\* Sólo rastrojo.

Este análisis más detallado muestra que existen diferencias en la cantidad de carbono medio para cada período dentro de un ciclo completo de diez años y también en el coste de oportunidad correspondiente durante el ciclo del sistema RTQ. Los primeros dos años del ciclo corresponden a la fase de producción que es seguida de ocho años de descanso. Durante el tiempo de descanso el nivel de carbono se recupera rápidamente durante los años tres y cuatro, mientras que al año cinco el nivel inicial de carbono se ha recuperado. A partir del cuarto año, los costes de oportunidad por cada Mg de carbono son aproximadamente 40% menos que el valor por cada Mg al año uno. Al comparar los valores obtenidos de carbono anual y coste de oportunidad para agricultura permanente se observa que la fijación de carbono en suelo es constante durante cada año del ciclo ( $24.33 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) y un coste de oportunidad medio mayor (\$201 por Mg., usando una tasa de descuento del 5%), como es de esperarse.

Estos resultados sugieren que el sistema agrícola RTQ podría reducir las emisiones de carbono en mayor proporción a las emisiones que podrían absorberse en agricultura permanente, sin embargo, se requeriría de una mayor superficie introducida al sistema para producir la misma cantidad de producción demandada por ser un sistema menos intensivo. La evolución del coste de oportunidad y la cantidad de carbono fijada para cada año durante todo el ciclo en RTQ se muestra en la Figura 2.



**Figura 2.** Valores medios por cada Mg de carbono fijado en cada período del ciclo y coste de oportunidad.

## Discusión

El supuesto habitual que sugiere cambiar la superficie dedicada al sistema agrícola RTQ a un sistema de agricultura permanente para reducir las emisiones de carbono (West *et al.*, 2010) podría ser contrario a los resultados obtenidos en este estudio. En concreto, los resultados muestran que las emisiones medias de carbono generadas en el sistema agrícola RTQ son ligeramente superiores a las emisiones producidas por el sistema de agricultura permanente, con lo cual, si el objetivo del tomador de decisiones es reducir las emisiones de carbono, no justificaría la eliminación de RTQ en favor de agricultura permanente. Estas diferencias encontradas en las emisiones medias producidas por los dos sistemas, no incorpora otras fuentes de emisiones producidas por el uso de fertilizantes, fuentes de energía u otros impactos ambientales derivados de la agricultura permanente. De esta manera, es posible que incorporar estos valores podría conducir a conclusiones distintas, en particular, debido a que el sistema RTQ no requiere de estos insumos para su producción.

Al analizar los valores medios de los almacenes de carbono durante un ciclo completo del sistema RTQ se encuentra un aumento en los stocks con el tiempo mientras que el coste de oportunidad asociado a cada Mg disminuye con el tiempo. Este resultado podría ser de relevante en las discusiones

de REDD+, cuando el interés principal es la cantidad de carbono almacenado en la vegetación y el suelo de los bosques.

Finalmente, el cálculo de los costes de oportunidad en este estudio ha utilizado un método basado en precios de mercado. Al capturar únicamente valores a precios de mercado no considera otros valores de no mercado. Utilizar un método (de mercado) u otro (de no mercado) podría cambiar los resultados considerablemente. De igual manera, el uso de una tasa de descuento u otra podría cambiar las conclusiones del estudio.

## Conclusiones

Los resultados encontrados en este estudio podrían poner a discusión algunas implicaciones ambientales y económicas que han sido asociadas históricamente al sistema agrícola roza, tumba y quema. En particular las emisiones derivadas por este sistema rudimentario de producción agrícola podrían ser marginalmente diferentes a las emisiones producidas por la agricultura permanente en un ciclo largo de diez años y si se toman en cuenta otros insumos que se usan para la producción intensiva.

Por otra parte, es posible que los períodos de descanso característicos del sistema roza, tumba y quema puedan llevar a la captura de carbono hasta llegar a cantidades similares al nivel base que existían al inicio del ciclo, de ser así, habría un efecto de compensación que nunca se lograría en la agricultura permanente. Estas conclusiones podrían ser relevantes bajo el contexto de REDD+.

Desde luego, estos resultados son válidos para un tipo de vegetación concreta (selva baja caducifolia) y para el sistema agrícola roza, tumba y quema como es practicado habitualmente en México.

## Agradecimientos

El estudio se llevó a cabo dentro de las actividades relacionadas con tres proyectos: “Addressing forest degradation in Mexico through REDD+”, financiado por Climate Works; “Estudio para determinar el estado de degradación y potencial de restauración en ecosistemas forestales bajo manejo de la Cuenca Baja Del Río Ayuquila” financiado por la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila con apoyo de CONAFOR y la Agence Française de Développement (AFD); y “Linking local action with international climate agreements in the dry tropical forests of Mexico”, financiado por The Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO)–Science for Global Development (WOTRO).

## Bibliografía

- Adamowicz W., M. Luckert, M. Veeman. 1997. Issues in using valuation techniques cross-culturally: three cases in Zimbabwe using contingent valuation, observed behaviour and derived demand techniques. *Commonwealth Forestry Review* 76:194-197
- CONAPO. 2010. Índices de marginación a nivel localidad, 2010. Consejo Nacional de Población, México.
- Chávez B. C. 1983. Coamil, un sistema de producción agrícola tradicional en Jalisco. Tesis de licenciatura. Escuela de Agricultura, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- Gerritsen P. R. W. 2002. Diversity at stake: A farmers' perspective on biodiversity and conservation in Western Mexico. Tesis de doctorado. Universidad de Wageningen, Países Bajos. 286 pp.
- Houghton R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. *In*: Moutinho, P., S. Schwartzman, (eds). *Tropical Deforestation and Climate Change*. Amazon Institute for Environmental Research, Belém, Brazil, and Environmental Defense, Washington D.C.
- Houghton R. A., C. L. Goodale. 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. *In*: DeFries, R. S., G. P. Asner, R. A. Houghton (eds). *Ecosystems and land use change*. American Geophysical Union, Washington, D. C., 85–98 pp.



- IIED. 2003. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. Environmental Economics Programme. International Institute for Environment and Development.
- INEGI. 2010. XIII Censo General de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Jourdain D., E. Scopel, F. Affholder. 2001. The Impact of conservation tillage on the productivity and stability of maize cropping systems: A case study in Western Mexico. CIMMYT Economics working paper 01–02. México D.F. CIMMYT.
- Martínez–Yrizar A., J. Sarukhan, A. Perez–Jimenez, E. Rincon, J. M. Maass, A. Solis–Magallanes, L. Cervantes. 1992. Above–ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87–96.
- Nigh R., S. A. Diemont. 2013. The Maya milpa: fire and the legacy of livingsoil. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: 45–54.
- RAN. 2012. Ejidatarios registrados. Registro Agrario Nacional, México.
- Salinas-Melgoza M. A., M. Skutsch, J. C. Lovett. (sometido). Shifting cultivation in the context of REDD+: a case study of Mexican tropical dry forest. *Land Use Policy*.
- Swallow B., M. van Noordwijk, S. Dewi, D. Murdiyarto, D. White, J. Gockowski, G. Hyman, S. Budidarsono, V. Robiglio, V. Meadu, A. Ekadinata, F. Agus, K. Hairiah, P. N. Mbile, D.J. Sonwa, S. Weise. 2007. Opportunities for avoided deforestation with sustainable benefits. An interim report by the ASB Partnership for the tropical forest margins. *The Forests Dialogue*.
- West P. C., H. K. Gibbs, C. Monfreda, J. Wagner, C. C. Barford, S. R. Carpenter, J. A. Foley. 2010. Trading carbon for food: global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:19645–19648.

### 3.3 Escenarios de captura de carbono en pastizales y rentabilidad económica mediante InVEST: caso Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua

Delgado-Vargas Linda M.<sup>1</sup>; García-Gastélum Alejandro<sup>2</sup>; De la Mora-Covarrubias Antonio<sup>3</sup> y Espejel-Carbajal Ileana<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Posgrado en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, km 103, Carretera Tijuana-Ensenada, CP 22860, Ensenada, Baja California. Autor para correspondencia: [agarcia@uabc.edu.mx](mailto:agarcia@uabc.edu.mx)

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, km 103, Carretera Tijuana-Ensenada, CP 22860, Ensenada, Baja California.

<sup>3</sup>Programa de Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Av. Plutarco Elías Calles No. 102, CP 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua.

#### Resumen

La Reserva de la Biosfera Janos (RBJ) es la única zona de protección de pastizales en México, cuenta con una extensión de 526 482 ha de las cuales 220 000 corresponden a pastizales nativos. Dicho ecosistema representa un importante sumidero de carbono (C), que hasta la fecha no ha sido considerado por los mercados de cumplimiento del Protocolo de Kioto ya que sólo existen iniciativas operadas en el mercado voluntario. La presente investigación muestra los resultados comparativos de tres escenarios de captura de C en pastizales naturales en la RBJ, para la cual se estimó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y se le asignaron montos de captura de C mediante transferencia de beneficios a través del programa InVEST. Se encontró que los pastizales tienen un potencial de captura de hasta 70 tC/ha (cifra comparable a la captura en bosques). Para determinar la valoración económica se utilizaron precios de mercado y se realizó un análisis costo-beneficio y un análisis de sensibilidad financiera con el fin de evaluar la rentabilidad económica a un plazo de 30 años. Suponiendo una superficie de 2088 ha de pastizales con captura de 70tC/ha se pueden obtener beneficios superiores a los \$900 000 dólares anuales y una Tasa Interna de Retorno del 17.09%. De acuerdo al análisis de sensibilidad financiera, los costos pueden aumentar un 85% y los beneficios disminuir un 25% sin que la rentabilidad del proyecto sea afectada.

**Palabras clave:** mercados de carbono, transferencia de beneficios, Tasa Interna de Retorno.

#### Abstract

The Janos Biosphere Reserve (RBJ) is the only area of grassland protection in Mexico, has an area of 526 482 ha, of which 220 000 are native grasslands. This ecosystem is an important carbon sink (C), which to date has not been considered by compliance markets Kyoto Protocol initiatives as there are only operated in the voluntary market. This research shows the comparative results of three scenarios of C sequestration in rangelands RBJ, for which the index was estimated Normalized Difference Vegetation (NDVI) and assigned amounts capture C by transfer of benefits Invest program through. It was found that grasslands have the potential to capture up to 70 tC/ha (comparable to the capture in forests figure). To determine the economic valuation market prices were used and a cost-benefit and financial sensitivity analysis in order to evaluate the profitability to a 30-year analysis. Assuming an area of 2088 ha of grassland to capture 70tC/ha can be obtained more than \$900 000 per year and an Internal Rate of Return of 17.09% profit. According to financial sensitivity analysis, the costs can increase by 85% and profits by 25% without reducing the profitability of the project is affected.

**Key words:** carbon markets, transfer of benefits, Internal Rate of Return.

## Introducción

Los pastizales son el sustento de más de 800 millones de personas y representan el bioma más extenso de la tierra, ocupan entre el 26% y el 43% de la superficie terrestre (dependiendo de su definición) y alrededor del 70% de las tierras de cultivo (Berlijn, 2013; Booker *et al.*, 2013). Son ecosistemas altamente dinámicos, mantienen el ciclo del agua y los nutrientes, estabilizan el suelo y sirven como grandes almacenes de carbono (C). Se estima que almacenan entre 200 y 420 Petagramos de C (PgC) en el ecosistema total, una gran parte del mismo debajo de la superficie y, por lo tanto, en un estado relativamente estable (FAO, 2002).

Además tienen un papel fundamental en la mitigación y adaptación al cambio climático, ya que el secuestro de C en suelo puede mitigar los crecientes niveles de dióxido de C atmosférico (CO<sub>2</sub>). El cambio climático plantea riesgos para los sistemas humanos y naturales, tales como aumento en las temperaturas, sequías e inundaciones. La mitigación es un enfoque para hacer frente al cambio climático mediante la reducción de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) y la mejora de los sumideros de C (IPCC, 2014).

De acuerdo a Galindo (2010) para el año 2050, el costo de reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> representará hasta el 3.76% del PIB en México. En términos económicos el cambio climático es una externalidad negativa asociada a los GEI, que implica costos que no son asumidos por quienes los generan y los efectos padecidos por el total de la población, ya que son globales y de largo plazo (Stern, 2007).

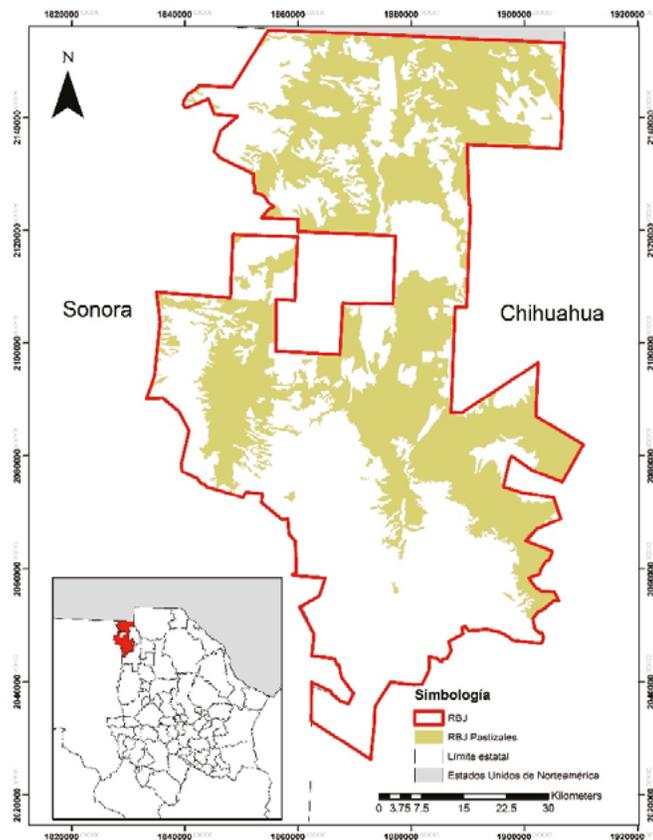
Los mercados de C son una de las alternativas para reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>, actualmente los bonos C en pastizales sólo existen en el mercado voluntario. Sin embargo, el principio fundamental de la valoración no comercial es que a pesar de que no exista un mercado propiamente dicho, el flujo de los servicios ecosistémicos afecta a nuestro bienestar de muchas maneras distintas (TEEB, 2010).

Las estimaciones de C almacenado en pastizales son de alrededor de 70 t/ha, comparable a los valores registrados en suelos forestales (FAO, 2007). Segura-Castruita *et al.*, (2005) mencionan que en Janos el promedio de captura oscila entre 25 y 50 tC/ha, y que el promedio nacional en pastizales es de 21.4 tC/ha. Mientras que Jurado-Guerra *et al.*, (2011) encontraron que en Janos la captura oscila entre 14.5 y 21.7 tC/ha. La presente investigación plantea la necesidad de estimar el potencial de captura de C en pastizales y su valoración económica para determinar su rentabilidad en los mercados de C. Además muestra un ejercicio de sensibilidad financiera para determinar la elasticidad de los indicadores de rentabilidad ante aumentos porcentuales de costos y disminución de beneficios.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Janos (RBJ) se encuentra en la parte Noroeste del Estado de Chihuahua, al Sur de la frontera con Estados Unidos y al Este de Sonora (Figura 1). Cuenta con una extensión de 526 482 ha de las cuales 220 000 corresponden a pastizales nativos. Representa la única zona de protección de pastizales en México, y se caracteriza por contener ecosistemas representativos del desierto Chihuahuense tales como pastizal natural, bosques de pino-encino, vegetación halófila y riparia (DOF, 2012). Tiene un clima árido templado con veranos calientes, lluvias invernales, con promedio anual de 15.7 °C, media del mes de enero es de 6 °C y 26.1 °C en junio, la precipitación media anual es de 381 mm y el 77% de las lluvias ocurre entre los meses de abril y agosto (SEMARNAT, 2013).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.

### *Estimación de captura de C mediante InVEST*

La Valoración Integral de Servicios de los Ecosistemas y Compensaciones (InVEST por sus siglas en inglés), es una herramienta de sistemas de información geográfica (SIG), que consiste en una serie de modelos que permite mapear y cuantificar los bienes y servicios de la naturaleza. El modelo de almacenamiento y secuestro de C estima el monto actual de C almacenado y valora la cantidad secuestrada en el tiempo (The Natural Capital Project, 2013).

Para realizar el modelo de C se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés) a partir de imágenes Landsat TM 5, mediante el programa ENVI 4.4. El NDVI es un indicador de los flujos de C y tiene una estrecha correlación ( $R=0.85$ ) con la biomasa en pastizales (Wylie *et al.*, 2002). Posteriormente se agrupó en categorías y se le asignaron montos de captura de C mediante transferencia de beneficios con datos que reportan la FAO (2007); Jurado-Guerra *et al.*, (2011) y Segura-Castruita *et al.*, (2005).

### *Análisis costo-beneficio y sensibilidad financiera*

Una vez determinada la captura de C y su valor en el mercado, se realizó un análisis costo-beneficio, el cual incluye la evaluación socioeconómica de un proyecto a nivel de prefactibilidad, y se compone por el Valor Presente Neto (VPN) y Tasa Interna de Retorno (TIR), los indicadores de rentabilidad más precisos en un proyecto (DOF, 2013). Cabe señalar que para que un proyecto sea rentable la TIR debe de ser mayor a la tasa de descuento social y el VPN deberá ser positivo.

El VPN es la suma de los flujos netos anuales, descontados por la tasa social (10%). Para su cálculo, tanto los costos como los beneficios futuros del programa o proyecto de inversión son descontados, utilizando la tasa social para su comparación en un punto en el tiempo. El VPN está dado por la ecuación 1.

$$VPN = \sum_{t=0}^n \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \quad (1)$$

La TIR representa la tasa de interés más alta que el proyecto podría pagar (sin perder dinero) durante el horizonte de evaluación, esto es equivalente a encontrar el punto de equilibrio de un programa o proyecto de inversión y se representa por la ecuación 2.

$$\sum_{t=0}^n \frac{BN_t}{(1+\alpha)^t} = 0 \quad (2)$$

En el análisis costo-beneficio se proyectaron tres posibles escenarios (todos con un horizonte de evaluación de 30 años). En el primer escenario, se consideró que los costos de mantenimiento y los precios de C se mantendrían constantes a lo largo del horizonte de evaluación. En el segundo escenario, los costos de mantenimiento incrementarían un 2.38% anual, dicho cálculo corresponde a la inflación media anual ocurrida entre 2003 y 2013 en Estados Unidos (U.S. Bureau of Labor Statistics, 2014), mientras que el precio de la tC incrementaría un 1.90% anual, dicho incremento fue el observado entre 2011 y 2014. Para el último escenario, se consideró un incremento en los costos de mantenimiento del 1.58% hasta el año 2020 y después un incremento sostenido del 1.83% anual, dichos cálculos corresponden a las metas de inflación de los Estados Unidos (Byun y Frey, 2012), finalmente el precio de la tC fue calculado mediante la metodología Holt-Winters con las variaciones semanales desde octubre de 2009 hasta julio de 2014.

El análisis de sensibilidad es un ejercicio en cual se identifican los efectos que ocasionaría la modificación de las variables relevantes sobre los indicadores de rentabilidad del programa o proyecto de inversión (DOF, 2013). Para dicho análisis, se consideró el efecto de las variaciones porcentuales en los costos iniciales y de mantenimiento sobre el VPN y la TIR, así como la disminución paulatina de la capacidad de captura de C y del precio de la tC.

## Resultados y discusión

Suponiendo las condiciones del año 2000 con lluvias acumuladas de 250 mm y un NDVI de hasta 0.74, el monto máximo posible de captura de C en la RBJ es de 70tC/ha con una media de 24tC/ha (Figura 2). Si se consideran ingresos de \$6.23 dólares por tC/ha el beneficio económico en las condiciones antes mencionadas es de hasta \$436 dólares por ha (Figura 3).

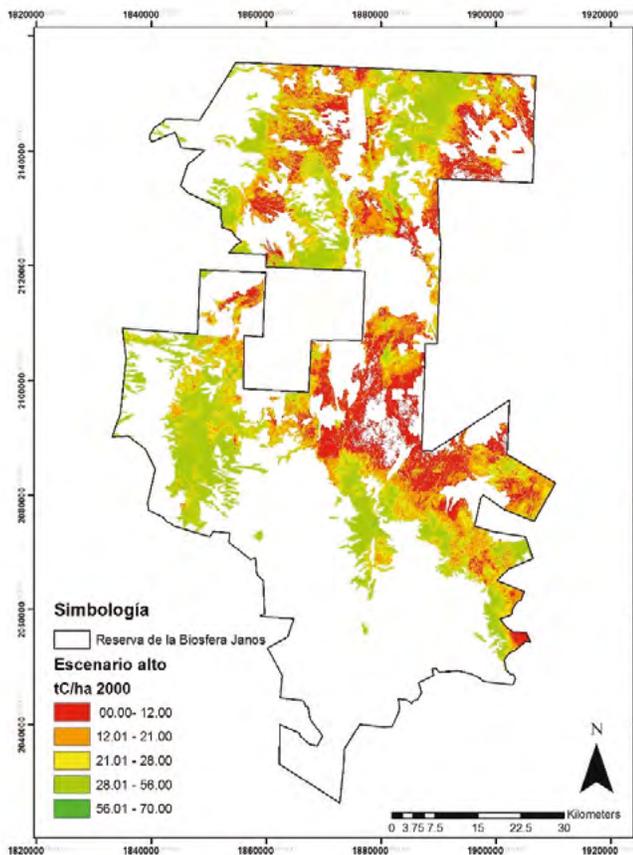


Figura 2. Captura de carbono por hectárea

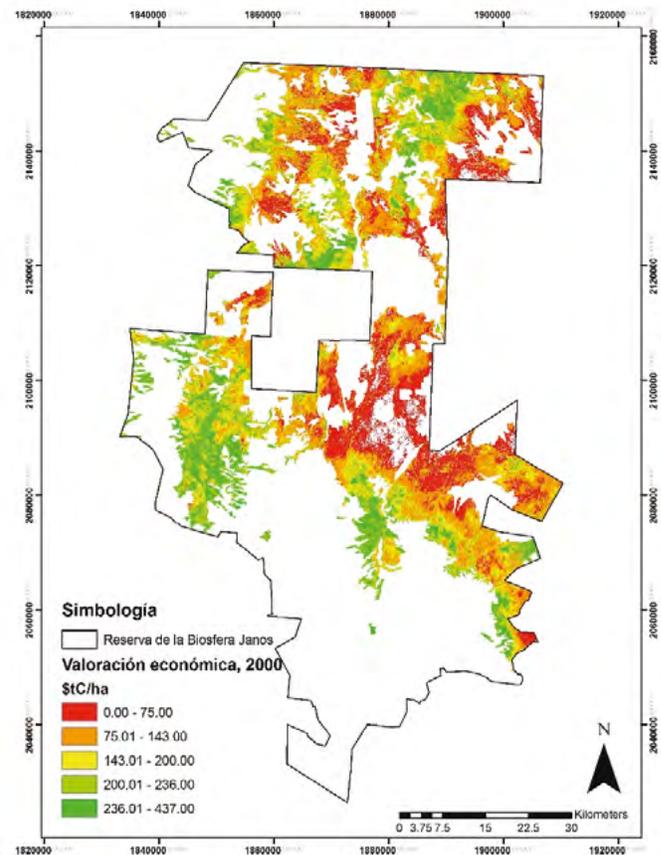


Figura 3. Valoración económica de captura de carbono

En el estudio costo-beneficio, se estimaron dos tipos de costos: 1) iniciales que consisten en el establecimiento del programa, limpieza del área y seguro de gastos e inspección, los cuales ascienden a \$2500 dólares por ha, y 2) el costo de mantenimiento de los sumideros de C, el cual se estimó en \$5 dólares por ha anuales, esto de acuerdo O'Donnell *et al.*, (2013). Considerando que en la RBJ la superficie promedio de pastizales en una propiedad es de 2088 ha en pastizales, el costo inicial ascenderá a \$5 220 000 dólares y el costo de mantenimiento a \$10 440 dólares anuales.

Los beneficios consisten en el pago por captura de C a lo largo del horizonte de evaluación, para lo cual se tomó la cantidad estimada al mes de diciembre que corresponde a \$6.23 dólares por ha (Thompson Reuters Eikon, 2014), considerando una captura de 70tC/ha se tendrían beneficios anuales por \$910 577 dólares.

De acuerdo a Tennigkeit y Wilkes (2008), los pocos estudios existentes acerca de la viabilidad económica de la captura de C en pastizales, sugieren que los altos costos iniciales podrían requerir subsidios y que los cambios en los precios de la tC pueden mermar seriamente la rentabilidad del proyecto. Sin embargo, a pesar de los altos costos iniciales que supone el proyecto el hecho de poder cuadruplicar o quintuplicar la inversión es un fuerte incentivo ya que si se compara con el rendimiento que podría obtener en una inversión a 30 años con tasa de CETES del 3.48% anual (INBURSA, 2014), al cabo de 30 años una inversión de \$5 220 000 dólares se convertirían en \$14 076 889, es decir, se multiplicaría la inversión en 2.7 veces.

Los resultados (Cuadro 1) indican que en el escenario uno, el cual supone costos y beneficios constantes a lo largo de los 30 años los beneficios son 4.9 veces superiores a los costos, la TIR es siete puntos porcentuales mayor que la tasa de descuento. En el escenario dos los beneficios son 6.4 veces mayores que los costos y la TIR es cerca de nueve puntos porcentuales mayor a la tasa de descuento.



El escenario tres supone beneficios 5.7 mayores que los costos y una TIR superior ocho puntos porcentuales a la tasa de descuento. Los resultados indican que el escenario dos es el más rentable, sin embargo, es más probable que suceda el tercer escenario, ya que se ajusta a las metas de inflación establecidas y al comportamiento errático del precio de la tC/ha.

**Cuadro 1.** Resumen de indicadores de rentabilidad financiera en la Reserva de la Biosfera Janos. Fuente: Elaboración propia.

<b>Indicadores de rentabilidad</b>	<b>Escenario 1</b>	<b>Escenario 2</b>	<b>Escenario 3</b>
Valor Actual de los Beneficios (VAB)	\$27 317 304	\$36 367 990	\$32 171 544
Valor Actual de los Costos (VAC)	5 533 200	5 669 681	5 627 790
Valor Presente Neto (VPN)	21 784 104	30 698 309	26 543 754
Tasa Interna de Retorno (TIR)	17.09%	18.97%	18.05%

Los resultados del análisis de sensibilidad financiera ante la disminución porcentual de los beneficios (Cuadro 2), indican que el escenario uno puede soportar una baja de hasta el 20%, lo cual implica que el precio de la tC sea de \$4.98 dólares y la captura de 56tC/ha, en este escenario los beneficios son 3.2 veces superiores a los costos. En el escenario dos la rentabilidad se pierde cuando los beneficios disminuyen más allá del 25%, es decir, que la captura sea de 52.5tC/ha y el precio de \$4.67, en este escenario los beneficios son mayores que los costos 3.6 veces. El escenario tres al igual que el uno, puede soportar una disminución hasta del 20% en el precio de la tonelada de C y una captura de 56tC/ha, en dicho escenario los beneficios son 3.7 superiores a los costos.

**Cuadro 2.** Análisis de sensibilidad financiera ante disminución porcentual de los beneficios. Fuente: Elaboración propia.

<b>Disminución de los beneficios</b>	<b>Escenario 1, VPN</b>	<b>Escenario 1, TIR</b>	<b>Escenario 2, VPN</b>	<b>Escenario 2, TIR</b>	<b>Escenario 3, VPN</b>	<b>Escenario 3, TIR</b>
-10%	\$16 593 816	13.63%	\$23 788391	15.50%	\$20 431 161	14.60%
-15%	14 203 552	11.99	20 606 192	13.85	17 616 151	12.97
-20%	11 949 875	10.40	17 605 833	12.26	14 961 998	11.39
-25%	9 832 783	8.86	14 787 314	10.70	12 468 704	9.85

El análisis de sensibilidad respecto al aumento de los costos iniciales y de mantenimiento (Cuadro 3), muestra que el primer escenario puede soportar variaciones hasta del 60% en los costos, es decir, una TIR del 10.11%, en dicho escenario el costo inicial pasa de \$2500 a \$4000 dólares por ha y el costo de mantenimiento asciende a \$8 dólares y se mantiene así a lo largo del horizonte de evaluación. Al final de los 30 años los beneficios son 3.1 veces mayores a los costos. El escenario dos es rentable ante un aumento del 85% en los costos, es decir, que el costo inicial ascienda a \$4625 por ha y el costo de mantenimiento anual pase de \$5 a \$9.25 dólares por ha, al final del horizonte de inversión los beneficios son 3.5 veces mayores que los costos. El escenario tres, soporta un aumento hasta del 70% en los costos, es decir, que los costos iniciales pasen de \$2500 a \$4250 dólares por ha y los costos de mantenimiento lleguen hasta \$14.21 dólares por ha anuales, en este punto los beneficios son 3.4 veces mayores que los costos.

**Cuadro 3.** Análisis de sensibilidad financiera ante aumento porcentual en los costos. Fuente: Elaboración propia.

Aumento de los costos	Escenario 1, VPN	Escenario 1, TIR	Escenario 2, VPN	Escenario 2, TIR	Escenario 3, VPN	Escenario 3, TIR
60%	\$18 464 184	10.11%	\$27 296 501	11.96%	\$23 167 080	11.09%
70%	\$17 910 864	9.38%	\$26 729 533	11.23%	\$22 604 301	10.37%
80%	\$17 357 544	8.72%	\$26 162 565	10.56%	\$22 041 522	9.71%
85%	\$17 080 884	8.41%	\$25 879 081	10.25%	\$21 760 133	9.40%

Dentro del estudio del mercado de C en pastizales, una cuestión comúnmente ignorada es la disponibilidad de los propietarios de pastizales en participar en pagos por secuestro de C. En una serie de entrevistas realizadas por Cook y Ma (2014), a propietarios privados de pastizales en el Estado de Utah, Estados Unidos, encontraron que sólo el 37% de los propietarios estarían dispuestos a participar en dichos programas. Concluyeron que, aunque la educación y la divulgación se consideran importantes herramientas para la promoción de la conservación, se requieren esfuerzos especiales para desarrollar estrategias innovadoras que permitan comunicar el concepto de captura de C. En el caso de México no se ha explorado la disponibilidad de los propietarios de pastizales para participar en proyectos de captura de C.

De acuerdo a Ritten *et al.*, (2012) la existencia de intercambios voluntarios proporciona a los administradores de grandes pastizales, una oportunidad de mercado potencial para secuestrar C. Sin embargo, para propietarios de tierras comunales sin claros derechos de propiedad o de acceso, la tenencia de la tierra puede plantear serios problemas a las prácticas de retención del C en los pastizales (Gerber *et al.*, 2013). Puede suceder que los grandes propietarios de tierra sean los beneficiados en programas de captura de C debido a su solvencia económica o su capacidad de obtener créditos que puedan financiar el costo inicial. Empero, si los costos aumentan un 85% o los beneficios disminuyen 25% el proyecto en el mejor de los escenarios no es rentable.

## Conclusiones

Existen varias cuestiones que afectan la viabilidad económica de la captura de C en pastizales: 1) el costo de gestión de pastizales que consiste en el ajuste de carga animal, resiembra de pastizales y restauración de pastizales degradados, mismo que puede representar un alto porcentaje en los ingresos potenciales por captura de C; 2) la variabilidad del precio de tC/ha, lo cual se puede traducir en pérdidas económicas si el precio llegara a ser más bajo que el costo de gestión o si ocurre otro colapso del mercado como en el año 2010 cuando el precio de tC disminuyó un 93%; 3) la estructura volátil del mercado voluntario y 4) los aspectos meteorológicos, quizás la variable más importante ya que es lo que determina la vigorosidad de la vegetación, y por ende, la capacidad de captura de C.

Los resultados del análisis costo-beneficio indican que se pueden obtener hasta \$436 dólares tC/ha, suponiendo una superficie promedio de 2088 ha el ingreso anual por concepto de captura de C puede superar los 900 000 dólares anualmente, considerando una inversión inicial de \$5,220,000 dólares y una tasa de descuento del 10% anual, la inversión se recuperaría en diez años y al final de 30 años se tendrían beneficios por más de 27 millones de dólares, es decir, 5 veces la inversión inicial. En el análisis de sensibilidad se encontró una menor elasticidad de los beneficios respecto a los costos, es decir, si la captura de C y el precio de la tonelada de C disminuyen un 25%, el proyecto no es económicamente rentable, mientras que los costos pueden incrementarse un 85% y aún conservar rentabilidad económica. Esto implica que si los dueños de pastizales no alcanzan una meta de captura mínima de 56 tC/ha anuales no tendrían oportunidad de participar en los mercados de C. Considerando que el promedio de captura en la RBJ oscila entre las 14 y 24 tC/ha anuales, muy pocos propietarios



podrían beneficiarse de este mercado, aunado a esto se sabe que los pastizales en mejores condiciones son los privados, entonces cabe la posibilidad de que los únicos que puedan alcanzar dichos montos de captura y solventar fuertes inversiones iniciales sean los propietarios privados.

## Bibliografía

- Berlijn J. 2013. Pastizales Naturales. México. SEP-Trillas.
- Booker K., L. Huntsinger, J. Bartolome, N. Sayre, W. Stewart. 2013. What can ecological science tell us about opportunities for carbon sequestration on arid rangelands in the United States?. *Global Environmental Change* 23:240-251.
- Byun K., C. Frey. 2012. The U.S. economy in 2020: recovery in uncertain times. U.S. Bureau of Labor Statistics.
- Cook S., Z. Ma. 2014. Carbon sequestration and private rangelands: Insights from Utah landowners and implications for policy development. *Land Use Policy* 36:522-532.
- DOF. 2012. Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Area Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera Janos. *Diario Oficial de la Federación, México*. pp. 1-46.
- DOF. 2013. Lineamientos para la elaboración y presentación de los análisis costo y beneficio de los programas y proyectos de inversión. *Diario Oficial de la Federación, México*.
- FAO. 2002. Captura de Carbono en suelos para un mejor manejo de la tierra. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO. 2007. Secuestro de Carbono en tierras áridas. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Galindo L. 2010. La economía del cambio climático en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Gerber P., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, G. Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- INBURSA. 2014. INBURPLAN. <http://www.inbursa.com/PrInMo/PrinMoInBuRpLaN.html> (Consulta: octubre 04, 2014).
- IPCC. 2014. Cambio climático. Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Jurado-Guerra P., R. Saucedo-Terán, C. Morales-Nieto, M. Martínez-Salvador, S. Alvidrez-Vitolas. 2011. Almacén de Carbono en Suelos de Pastizales y Matorrales de Chihuahua. Instituto Nacional de Investigación Forestal, Agícola y Pecuaria, Rancho Experimental La Campana. Aldama, Chihuahua.
- O'Donnell A., M. Cummins, K. Byrne, K. 2013. Forestry in the Republic of Ireland: Government policy, grantincentives and carbon sequestration value. *Land Use Policy* 35:16-23.
- Ritten J., C. Bastian, B. Rashford. 2012. Profitability of Carbon Sequestration in Western Rangelands of the United States. *Rangeland Ecology & Management* 65:340-350.
- Segura-Castruita M., P. Sánchez-Guzmán, C. Ortiz-Solorio, M. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico en suelos de México. *TERRA Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT. 2013. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Janos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Stern N. 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- TEEB. 2010. La economía de los ecosistemas y la biodiversidad para las autoridades regionales y locales. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Londres.
- Tennigkeit T., A. Wilkes. 2008. An Assessment of the Potential for Carbon Finance in Rangelands. World Agroforestry Centre.
- The Natural Capital Project. 2013. *InVEST 3.0.0 User's Guide*. Stanford: The Natural Capital Project.
- Thompson Reuters Eikon. 2014. Obtenido de <http://financial.thomsonreuters.com/> (Consulta: agosto 07, 2014).
- U. S. Bureau of Labor Statistics. 2014. U.S. Bureau of Labor Statistics. Obtenido de <http://www.bls.gov/bls/inflation.htm> (Consulta: agosto 07, 2014).
- Wylie B., D. Meyer, L. Tieszen, L., S. Mannel. 2002. Satellite mapping of surface biophysical parameters at the biome scale over the North American grasslands: a case study. *Remote Sensing of Environment* 79:266-278.

### 3.4 La política de la calidad del aire y su relación con la reforma energética

Sosa-Núñez Gustavo S.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, Programa de Investigación en Cooperación Internacional, Desarrollo y Políticas Públicas, Madrid No. 82, El Carmen Coyoacán, CP 04100, D.F., México. Autor para correspondencia: gsosa@mora.edu.mx

#### Resumen

Las recientes modificaciones a la política energética de México realmente deberían tomar en cuenta al medio ambiente, la salud pública, el cambio climático, y el empleo de energías renovables. Su consideración implicaría el desarrollo de esfuerzos destinados a mejorar la calidad del aire, puesto que es un objetivo implícito común a estas áreas. No obstante, esta situación no tendrá lugar. La reforma energética se enfoca en la promoción de combustibles fósiles, lo que significa un incremento en la polución del aire; independientemente del estímulo que se pretende dar al desarrollo y uso de energías renovables. Aunado a esto, los instrumentos vigentes de política no han logrado recuperar la calidad del aire en el país. En este contexto, y al examinar la flamante reforma energética, esta contribución señala que la política de la calidad del aire tiene un papel secundario, lo que es preocupante tomando en cuenta la situación actual del aire en varias zonas urbanas. Para ello, se propone posicionar a la calidad del aire como un tema de política transversal.

**Palabras clave:** calidad del aire, política, reforma energética, México.

#### Abstract

Recent modifications to Mexico's energy policy should take into account the environment, public health, climate change, and the use of renewable energy sources. Doing so would imply developing strategies aimed at improving air quality, as it is a shared aspect among these policy areas. However, this situation will not happen. The energy reform focuses on the promotion of fossil fuels, meaning an increase in air pollution; regardless of a purposed encouragement to develop and use renewable energy. Besides this, current policy instruments have been ineffective when attempting to improve air quality in the country. In this context, and by examining the brand-new energy reform, this contribution points at the secondary role that air quality policy plays, becoming a worrisome issue when observing urban areas present air conditions. For this reason, to position air quality as a transversal policy area is suggested.

**Key words:** air quality, policy, energy reform, Mexico.

#### Introducción

El gobierno mexicano ha actualizado su política energética. Considerado como pilar para el progreso, el recientemente creado conjunto de leyes en esta materia, busca acrecentar beneficios económicos a través del incremento en actividades de exploración y explotación de combustibles fósiles. También promueve la producción y el uso de energías renovables. No obstante, existe un desbalance entre ambos enfoques. Se prefieren petróleo y gas, lo que presupone un desempeño que distará de ser el adecuado no sólo en materia medioambiental, sino también en los ámbitos: económico, de salud pública y de cambio climático. Esto tendrá repercusiones a la calidad del aire, puesto que está ligada intrínsecamente a estos sectores.



Respecto al cambio climático, los contaminantes tóxicos y químicos en el aire ocasionan lluvia ácida y ozono troposférico, dañan la vida silvestre, cosechas, árboles, lagos y otros cuerpos de agua, así como la vida que habita en ellos. Esto hace posible considerar desastres ecológicos que en nada ayudan a las políticas actuales. Por su parte, la contaminación atmosférica también afecta a la salud humana, destacan los problemas respiratorios, como asma y pulmones inflamados. De igual forma, puede existir un aumento en el riesgo de enfermedades cardiovasculares, daño cerebral y del sistema nervioso, cáncer en el sistema respiratorio y muerte prematura. Indirectamente, a través del adelgazamiento de la capa protectora de ozono, contaminantes en el aire también pueden ocasionar cáncer en la piel y cataratas. Existen otros hallazgos que invitan a relacionar la contaminación del aire con efectos negativos en el crecimiento y la reproducción del ser humano (Centro Mario Molina, 2014).

Las implicaciones de la contaminación del aire en el medio ambiente y la salud tienen una dimensión económica. La primera refiere a pérdidas monetarias por una reducción en la cosecha forestal comercial y cultivos agrícolas (EPA, 2014). La segunda corresponde a la pérdida de días productivos en escuelas y lugares de trabajo, así como al incremento en el gasto del sector salud. En este sentido, se ha comprobado que una reducción de la contaminación de partículas suspendidas, óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y otras emisiones que causan ozono ( $\text{O}_3$ ) previene visitas al hospital, ataques al corazón y muertes prematuras (Shapiro y Irons, 2011). Así, si se combatiera fehacientemente la contaminación del aire, se podrían liberar recursos económicos para casos diferentes al gasto de salud. De hecho, si la contaminación del aire fuera considerada como un área transversal de política, se podrían obtener beneficios económicos que podrían sopesar los costos potenciales de implementación. Desde luego, esto viene en adición al mejoramiento potencial de estándares ambientales y de salud a lo largo del proceso de realización de política.

Consecuentemente, la política de la calidad del aire debe ser una política transversal, considerada en diversas áreas de política pública. Para ello, la política actual está destinada a cambiar; aunque esto no implica que su contenido mejore.

## **Materiales y métodos**

Se hace uso de la literatura sobre cambio de política (*policy change*) para evaluar la política de la calidad del aire en México. Este cambio se concibe como resultado de la convergencia política, entendida como una reducción de diferencias y un aumento de similitudes entre políticas durante un periodo de tiempo específico. A su vez, la convergencia política tiene relación implícita con otros conceptos, destacando la transferencia y la difusión. La primera se observa como el proceso mediante el cual se usa el conocimiento sobre políticas, instituciones e ideas de un sistema político en otro (Dolowitz y Marsh, 2000). El segundo concepto corresponde a la propagación de políticas a través de diversos sistemas políticos, y puede lograrse mediante adopción voluntaria, armonización internacional o imposición (Knill, 2005). Sus diferencias van más allá de la mera conceptualización. Mientras que la transferencia se enfoca en contenido y procesos, la difusión hace lo propio con los patrones de adopción.

Independientemente del concepto que se utilice, el resultado lógico es un cambio en la política; mismo que puede ser menor o mayor. El cambio menor hace referencia a modificaciones secundarias a los programas gubernamentales; mientras que un cambio mayor se relaciona a aspectos centrales de tales programas (Sabatier y Jenkins-Smith, 1999).

El cambio sucede de acuerdo a las preferencias e intereses del gobierno; aunque deben tomarse en cuenta los tipos y las dimensiones de las políticas. Los primeros corresponden a los niveles distributivos. Esto es, entre más distributiva sea una política, mayor es el número de actores participantes y, por ende, se logra una menor homologación. Contrariamente, es más fácil uniformar políticas cuando las consecuencias distributivas son menores (Holzinger y Knill, 2005). Las

dimensiones de política también pueden influenciar en la forma en que el cambio sucede. Para ello, tres variables deben tomarse en cuenta: el objetivo central que guía la política, las técnicas o instrumentos de política que se utilizan para lograr ese objetivo, y la configuración de tales instrumentos (Hall, 1993). En este sentido, los ajustes pueden ser más accesibles cuando se trata de técnicas, instrumentos y configuraciones; mientras que cambios en los objetivos son más complicados, puesto que se relacionan con las creencias y opiniones de los actores involucrados. Consecuentemente, el cambio es más susceptible en torno a la forma de la política, y no en cuanto a su razón de existencia.

Finalmente, hay tres tipos de cambios de política. El primero ocurre cuando se realizan ajustes a los instrumentos de política en el contexto de las estructuras institucionales existentes. El segundo sugiere alteraciones a los instrumentos dominantes de política, empleados en el contexto de un régimen político existente. El tercer tipo refiere a un cambio en los objetivos de política (Howlett y Cashore, 2007). Los primeros dos tipos resultan de las actividades endógenas a la política actual; mientras que el tercer tipo se relaciona a elementos exógenos que realinean varios aspectos del desarrollo de la política.

## Resultados y discusión

### *Contexto de la política actual de la calidad del aire*

La calidad del aire en México es un serio problema. Debido a la urbanización, crecimiento poblacional, actividades económicas y falta de implementación de regulaciones; la contaminación atmosférica ha sido una constante en las últimas décadas. A esto hay que añadirle la falta de concientización sobre la magnitud del problema (Lezama, 2012).

Independientemente de que se tomen en cuenta las características climáticas y geográficas del país, las zonas metropolitanas (Valle de México, Monterrey, Guadalajara, Puebla, Toluca, Tijuana, Ciudad Juárez, Mexicali, la Comarca Lagunera, y el corredor industrial de la región del Bajío) están experimentando niveles preocupantes de contaminación atmosférica; mismos que se incrementan con el aumento de servicios urbanos, ingreso, disponibilidad de crédito y la falta de un sistema de transporte público eficiente (Molina y Molina, 2002).

Es prudente reconocer acciones gubernamentales que denotan avances en la materia; como son los casos de gasolina sin plomo, incentivos tributarios para vehículos privados eléctricos e híbridos, y el programa “Hoy No Circula” en el Valle de México. No obstante, los resultados son insuficientes para señalar una mejora de la calidad del aire (Davis, 2008). La presencia de ozono y partículas suspendidas no muestran reducción contundente alguna. Como ejemplo, en 2011 sólo 124 días presentaron condiciones atmosféricas favorables en la Ciudad de México (SEDEMA, 2012). De igual forma, el 97% de los días que comprendieron el primer semestre del 2014, mostró niveles altos de polución del aire (Promoción de la salud, 2014). Entonces, es válido cuestionar la eficiencia de la política actual de la calidad del aire; la cual ha estado caracterizada por distintos programas de gestión para mejorar la calidad del aire. El vigente ProAire, como es conocido, y que está programado para el período 2011–2020, relaciona variables sociales y económicas con contaminantes criterio, tóxicos y de efecto invernadero. Esto lo logra mediante ocho estrategias: salud, reducción y eficiencia del consumo energético, regulación vehicular, control tecnológico de emisiones, reforzamiento de la educación en materia de medio ambiente y la participación ciudadana, restauración de áreas verdes, e investigación científica y tecnológica para gestionar la calidad del aire (Gobierno del Estado de México *et al.*, 2011).

Existen otros instrumentos relacionados a la política de la calidad del aire, como son el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC); el Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos; y el Sistema de Información y Monitoreo de Importaciones, Exportaciones y Producción de Sustancias Agotadoras de la Capa de Ozono (SISSAO). También existen diversas Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que buscan proteger la salud de la población al establecer niveles



permisibles de concentraciones contaminantes<sup>1</sup>, que definen métodos técnicos para medir y monitorear contaminantes<sup>2</sup>, o que son interdisciplinarios<sup>3</sup>, pues compilan aspectos económicos y energéticos, además de la salud.

Aun con el desarrollo de estos instrumentos de política, es necesario que la calidad mejore. Para ello, se deben desarrollar esquemas que vayan más allá de la medición de la contaminación atmosférica. Propuestas como la actualización del parque vehicular privado y de transporte público se han presentado (Centro Mario Molina, 2014); sin embargo, estas recomendaciones no son consideradas por el gobierno; lo que hace suponer la existencia de variables políticas influenciando los productos y resultados obtenidos. Aun así, estas propuestas gravitan en torno al uso continuo de combustibles fósiles; mientras que se mencionan –sin adecuada promoción– los vehículos eléctricos.

### *Nueva política energética*

El actual gobierno federal considera a la reforma energética como una oportunidad única para aprovechar los recursos del país en una manera racional y sustentable (Presidencia de la República, 2014). El conjunto de leyes creadas abarca diversos ámbitos: social, desarrollo económico, transparencia, soberanía, competitividad, y protección laboral, poblacional y ambiental. El problema es que estas áreas no están tratadas ecuánimemente. Hay cierto énfasis en los tópicos económicos y sociales de combustibles fósiles. Trato opuesto reciben la protección del medio ambiente y la salud, que es donde se puede ubicar a la calidad del aire.

Esta postura gubernamental puede originarse por el decremento en la producción de petróleo y gas en años recientes<sup>4</sup>. Ya con la reforma energética, estudios internacionales proyectan un cambio en esta tendencia, llegando a un incremento del 75% a largo plazo (EIA, 2014). Tal prospectiva está basada en la reducción de los precios de electricidad, gas, alimentos y servicios, lo que estimularía el desarrollo social y económico, así como el nivel de ingreso. También el gobierno federal tiene sus propias estimaciones. Proyecta un aumento en la capacidad de producción petrolera de 2.5 mbd a 3 mbd y de gas natural de 5700 mpc a 8000 mpc al terminar el sexenio, en 2018 (Presidencia de la República, 2014). Estas expectativas contradicen los objetivos de la Ley General de Cambio Climático (LGCC), que apuntan a la reducción del 30% de emisiones para el año 2020 con respecto a una base determinada, y de 50% para el 2050 con respecto a una base del año 2000. Es importante enfatizar que la ley adhiere estos compromisos si el país recibe apoyo técnico y financiero de países desarrollados.

El ámbito medioambiental de la reforma energética queda comprendido en la Ley de la Agencia Nacional de Seguridad Industrial y de Protección al Medio Ambiente del Sector Hidrocarburos (LANSIPMASH). En ella se hace referencia a la protección, conservación, compensación y restauración de ecosistemas, flora y fauna salvaje, así como de bienes y servicios ambientales. Con esto, el gobierno pretende abarcar tantos temas como es posible. Sin embargo, los potenciales beneficios económicos tienen prioridad. Por ejemplo, esta ley busca localizar nuevos pozos petroleros en menos tiempo, con el objetivo de mantener las reservas cerca del 100%. Esto es, que haya un barril de petróleo crudo listo para sustituir el barril que sea producido.

<sup>1</sup>NOM-025-SSA1-2014 relativa a partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, NOM-020-SSA1-2014 sobre ozono (O<sub>3</sub>), NOM-021-SSA1-1993 acerca de monóxido de carbono (CO), NOM-022-SSA1-2010 para dióxido de sulfuro (SO<sub>2</sub>), NOM-023-SSA1-1993 para dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), y NOM-026-SSA1-1993 sobre plomo (Pb).

<sup>2</sup>NOM-038-SEMARNAT-1993 para SO<sub>2</sub>, NOM-034-SEMARNAT-1993 sobre CO, NOM-037-SEMARNAT-1993 para NO<sub>2</sub>, NOM-036-SEMARNAT-1993 para O<sub>3</sub>, y NOM-035-SEMARNAT-1993 sobre partículas suspendidas.

<sup>3</sup>Este es el caso de NOM-086-SEMARNAT-SENER-SCFI-2005, que establece características de combustibles, como el contenido de sulfuro (S) y benceno (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>).

<sup>4</sup>La producción anual de **petróleo** se ha reducido gradualmente de 3800 miles de barriles diarios (mbd) a 2907 mbd entre 2003 y 2013. La producción anual de **gas** natural también experimentó un cambio a la baja: de 1799 billones de pies cúbicos (bpc) a 1640 bpc en 2010 (EIA, 2015).

### ¿Y la calidad del aire?

No existe un señalamiento contundente sobre la calidad del aire en el conjunto de leyes que conforman la reforma energética. Únicamente se hace referencia al control de emisiones atmosféricas que resultan de implementar mejores prácticas sobre seguridad industrial (Art. 5, secciones III y VI de la LANSIPMASH). No obstante, este control toma la forma de tareas administrativas destinadas a autorizar la liberación de contaminantes a la atmósfera. Entonces, se hace énfasis sobre el control y medición, en lugar de la reducción.

Por otra parte, el gobierno ha intentado fomentar la percepción entre la población de que el incremento en el uso del gas natural, producto de la reforma energética, permitirá una mejora en la calidad del aire, puesto que contamina menos que la gasolina y el diésel (Gobierno de la República, 2014). Si bien esto es cierto, también deja pendiente la posibilidad de fomentar el desarrollo de fuentes de energía renovables que puedan reducir fehacientemente los niveles de polución actuales. Esta área de oportunidad puede ser atendida mediante la coordinación de un programa de certificación industrial y medioambiental que la LANSIPMASH otorga a la Agencia que regula.

En esta dinámica se encuentran las actividades de captura de carbono; mismas que se realizan con la intención de mejorar la producción de hidrocarburos. Esto se complementa con proyecciones para explorar, extraer, transportar e inyectar industrialmente al (dióxido de carbono) CO<sub>2</sub> (Art. 5, sección XIX de la LANSIPMASH). No existe referencia alguna al almacenamiento o secuestro del carbono; lo que es una situación delicada si se toma en cuenta que estas acciones podrían contribuir a los esfuerzos por combatir el cambio climático y a estabilizar la concentración atmosférica de gases de efecto invernadero, además de las implicaciones a la salud previamente detalladas.

Aunado a esto, la Agencia adquiere la facultad de autorizar la emisión de gases y partículas sólidas a la atmósfera por parte de fuentes fijas de jurisdicción federal. También califica el cambio de uso de suelo en terrenos forestales, lo que puede tener implicaciones negativas para el secuestro de carbono. Consecuentemente, es la institución directamente responsable de establecer las condiciones apropiadas para una calidad del aire adecuada.

Por otra parte, la relación de la calidad del aire y la salud queda marginada de la LANSIPMASH. Efectivamente, la salud se menciona al hacer referencia a las externalidades que se pueden presentar por la producción y el consumo de hidrocarburos; ante lo cual la Agencia debe reportar riesgos potenciales a la Secretaría y establecer las sanciones correspondientes. Esta postura debería dar cabida a la afectación de la salud debido a la contaminación atmosférica; más aún cuando seis contaminantes, emitidos directa e indirectamente por el uso de combustibles fósiles, son usualmente considerados para evaluar la calidad del aire en áreas urbanas<sup>5</sup>. La escueta presentación del tema de salud en la LANSIPMASH puede dar pauta a interpretaciones legales que contravengan esfuerzos por mejorar la situación actual del aire y, por ende, la salud humana.

Otro ámbito que puede afectar la calidad del aire corresponde a la fractura hidráulica (*fracking*). Si bien es cierto que la LANSIPMARSH no hace referencia explícita a este punto, el gobierno federal la promueve como un proceso seguro para obtener hidrocarburos. Reconoce los latentes riesgos ambientales, pero afirma que la Agencia puede controlarlos a través de regulaciones efectivas. Esta desestimación no contextualiza el impacto que puede ocasionar la liberación de metano (CH<sub>4</sub>) en su justa dimensión. Se argumenta que su presencia en la atmósfera es de menor duración que el CO<sub>2</sub>. También se afirma que la contaminación que origina la fractura hidráulica puede ser contenida con las medidas de seguridad adecuadas (Gobierno de la República, 2014). No obstante, ni el gobierno ni las leyes establecen la relación de CH<sub>4</sub> con otros contaminantes, lo que puede empeorar el panorama actual de la calidad del aire.

<sup>5</sup>Los seis contaminantes son O<sub>3</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, Pb, y partículas suspendidas de hasta 2.5 µm de diámetro (PM<sub>2.5</sub>) o mayores a 2.5 µm y menores a 10 µm de diámetro (PM<sub>10</sub>).



## Conclusiones

La protección ambiental, la gestión de residuos, la silvicultura sustentable, la vida salvaje y el papel de los organismos genéticamente modificados son algunos de los temas con los que partidarios de la reforma energética buscan soslayar críticas en materia medioambiental. Pero la exclusión de sus implicaciones en la calidad del aire demerita el esfuerzo realizado por las instancias legislativas.

Ya sea en generación de energía, transporte, contaminación de espacios interiores por el uso de fuentes de energía, enfermedades respiratorias, o implicaciones económicas por rendimiento laboral o para servicios de salud; la calidad del aire es un tema que debe ser abordado transversalmente a lo largo de diversas esferas de política pública. Obviamente, debe incluirse en el conjunto de leyes que conforman la reforma energética. Desafortunadamente, este no es el caso. También se observa que los redactores de la LANSIPMASH no tomaron en consideración las implicaciones de continuar obteniendo CO<sub>2</sub> a fin de incrementar la producción de los combustibles fósiles.

La importancia de la calidad del aire es evidente, pero no existen referencias implícitas; aun cuando se conocen ampliamente las consecuencias del uso de combustibles fósiles en el aire ambiente. Entonces, la política actual no compagina con las expectativas para mejorar la calidad del aire. De hecho, la implementación a cabalidad de la política actualizada de energía puede ser contraproducente para la calidad del aire.

Sin embargo, aún es tiempo de corregir el camino. Un cambio de política que incluya este importante rubro debe ser fomentado y realizado. Esto es posible en un sistema político que permite la reforma y adición de artículos a leyes existentes. Sólo se necesitan disposición y entendimiento de causa para proceder. En este sentido, se sugiere que los textos legales expresen detalladamente la participación de esquemas de verificación de calidad del aire, como los programas ProAire, en el contexto de las nuevas leyes.

Este primer paso, destinado a mejorar –o preservar– la calidad del aire, no significa que los esfuerzos se concentren en medir niveles de contaminación atmosférica. El principal objetivo debe ser la reducción de emisiones contaminantes. Las nuevas leyes también deben fomentar el empleo de técnicas para capturar y almacenar el dióxido de carbono que resulta del proceso de generación de energía eléctrica a partir de combustibles fósiles, tomando en cuenta los costes adicionales que esto pudiera implicar.

Para poder avanzar en la materia, es aconsejable presentar la problemática de la calidad del aire como un tema que vaya más allá de datos científicos; al señalarlo como un asunto ambiental y de salud que se construye a partir del conocimiento práctico cotidiano. También deberán participar las diversas posturas políticas, pues a partir de su interacción y entendimiento con el entorno ambiental se puede fomentar una implementación adecuada. Así, la calidad del aire puede surgir como un enfoque socialmente construido que permita la concientización de diferentes estratos poblacionales; en lugar de ser un tema usado oportunistamente por gobiernos a niveles nacional y local.

En consecuencia, la postura relajada que se ha asumido en torno a la exclusión de la política de la calidad del aire en la reforma energética debe cambiar. Fracasos en este sentido no sólo afectará a la atmósfera. También tendrá implicaciones para los esfuerzos que realiza el país en materia de combate al cambio climático.

Las decisiones que no se hacen suelen ser más serias para la vida que aquellas que se hacen. En este sentido, la calidad del aire no parece ser un tema tan atractivo como los de índole económica. Quizá sea considerado como consecuencia de los temas que sí contempla la reforma energética. Independientemente de esta “no-política de la contaminación del aire” (Crenson, 1971), algo debe quedar claro: el fomento a las fuentes de energía renovable debe ser contundente, y debe ser a expensas de la continua extracción y consumo de combustibles fósiles. El país y el planeta así lo requieren, y la falta de acción puede tener consecuencias irreparables.

## Bibliografía

- Centro Mario Molina. 2014. Políticas públicas para el mejoramiento de la calidad del aire. Caso de estudio: Zona Metropolitana del Valle de México. [http://centromariomolina.org/wp-content/uploads/2014/06/RE\\_HNC\\_ZMVM2014.pdf](http://centromariomolina.org/wp-content/uploads/2014/06/RE_HNC_ZMVM2014.pdf) (Consulta: enero 30, 2015).
- Crenson M. A. 1971. *The Un-Politics of Air Pollution: A Study of Non-Decision-Making in the Cities*. Johns Hopkins Press. Baltimore, Maryland. 227 pp.
- Davis L. W. 2008. The Effect of Driving Restrictions on Air Quality in Mexico City. *Journal of Political Economy* 116:38-79.
- Dolowitz D. P. D. Marsh. 2000. Learning from abroad: the role of policy transfer in contemporary policy making. *Governance* 13:5-24.
- EIA. 2014. Energy reform could increase Mexico's long-term oil production by 75%. Energy Information Administration. <http://www.eia.gov/todayinenergy/detail.cfm?id=17691> (Consulta: agosto 28, 2014).
- EIA. 2015. International Energy Statistics. Energy Information Administration. <http://www.eia.gov/cfapps/ipdbproject/IEDIndex3.cfm> (Consulta: enero 20, 2015).
- EPA. 2014. Why Should You Be Concerned About Air Pollution? The Plan English Guide to the Clean Air Act. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/air/caa/peg/concern.html> (Consulta: noviembre 18, 2014).
- Gobierno del Estado de México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Secretaría de Salud, y Gobierno del Distrito Federal. 2011. Programa para mejorar la calidad del aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2011-2020. México. 393 pp.
- Gobierno de la República. 2014. Reforma Energética – Mitos. <http://reformas.gob.mx/reforma-energetica/mitos> (Consulta: enero 11, 2015).
- Hall P. A. 1993. Policy paradigms, social learning and the state. The case of economic policymaking in Britain. *Comparative Politics* 25:275-296.
- Holzinger K. C. Knill. 2005. Causes and conditions of cross-national policy convergence. *Journal of European Public Policy* 12:775-796.
- Howlett M., B. Cashore. 2007. The Dependent Variable Problem in Assessing Policy Change: Re-Conceptualizing the Orthodox Understanding of Policy Dynamics. Ponencia para ECPR Joint Sessions of Workshops. Workshop on Policy Change. 7-12 May, 2007. Helsinki, Finlandia.
- Knill C. 2005. Introduction: Cross-national policy convergence: concepts, approaches and explanatory factors. *Journal of European Public Policy* 12:764-774.
- Lezama J. L. 2012. La contaminación del aire. *En: Lezama, J. L., B. Graizbord (coord.). Los grandes problemas de México IV: Medio Ambiente*. El Colegio de México. México. pp. 105-140.
- Molina L. T., M. J. Molina. 2002. *Air Quality in the Mexico Megacity: an Integrated Assessment*. Kluwer Academic Publishers. Molina L.T., M. J. Molina (eds). Dordrecht-Boston-London. 212 pp.
- Presidencia de la República. 2014. ¿Cuáles son los beneficios de la Reforma Energética?. <http://www.presidencia.gob.mx/cuales-son-los-beneficios-de-la-reforma-energetica> (Consulta: agosto 27, 2014).
- Promoción de la Salud. 2014. Ciudad de México, aire 97% sucio. Centro de Noticias. <http://www.promocion.salud.gob.mx/cdn/?p=8967> (Consulta: enero 27, 2015).
- Sabatier P. A., H. C. Jenkins-Smith. 1999. The Advocacy Coalition Framework: An Assessment. *En: Sabatier, P. A. (ed). Theories of the Policy Process*. Westview Press. Boulder, Colorado. pp. 117-166.
- SEDEMA. 2012. Calidad del aire en la Ciudad de México: Informe 2011. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, México.
- Shapiro I. J. Irons. 2011. Regulation, Employment, and the Economy: Fears of Job Loss are Overblown. Economic Policy Institute. Briefing Paper No. 305. Washington, D.C. [http://epi.3cdn.net/961032cb78e895dfd5\\_k6m6bh42p.pdf](http://epi.3cdn.net/961032cb78e895dfd5_k6m6bh42p.pdf) (Consulta: enero 10, 2015).



### 3.5 The potential for REDD+ in Tropical Dry Forests

Skutsch Margaret<sup>1</sup>; Ghilardi Adrian<sup>1</sup>; Salinas-Melgoza Miguel A.<sup>1,2</sup>; Morales-Barquero Lucia<sup>3</sup> and Borrego Armonia<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán. Autor para correspondencia:

*mskutsch@ciga.unam.mx*

<sup>2</sup>Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development, Twente University, 7522 NB Enschede, The Netherlands.

<sup>3</sup>University of Bangor, United Kingdom, and University of Göttingen, Germany

<sup>4</sup>Posgrado de la Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, D.F. Mexico.

#### Abstract

REDD+ was originally conceived as a means of reducing emissions from deforestation in forests with high carbon levels (Amazon Basin, Congo, SE Asia) but many governments have been attracted by the promise of financial rewards for REDD+ and are hoping to apply the policy to forests in general. Tropical dry forests, which form 45% of all tropical forests globally, have much lower carbon stock per hectare than humid forests, even if soil carbon is included, but in general they are more degraded as a result of their higher human population densities; and once protected, they can have rapid rates of recovery. This work presents findings from an analysis of the National Forest Inventory (INPyS), and describes the preliminary results of a research project in the Ayuquila Basin in Jalisco. It examines the possibilities for tropical dry forest under REDD+ from the point of view of biophysical potential (typical rates of loss and rates of recuperation when the causes of degradation are removed). It finds that there are many more opportunities to reverse degradation and stimulate forest enhancement in tropical dry forest than to reduce deforestation.

**Key words:** deforestation, degradation, forest enhancement.

#### Resumen

REDD + fue originalmente concebido como un medio de reducir las emisiones de carbono derivadas de la deforestación en los bosques con altos niveles de carbono (en Amazonia, Congo y el sudeste de Asia), pero muchos gobiernos se sintieron atraídos por la promesa financiera de la política y tienen expectativas de que se puede aplicar la política a los bosques en general. Los bosques secos tropicales, que forman el 45% de todos los bosques tropicales a nivel mundial, tienen almacenes de carbono mucho menores que los bosque húmedos, incluso cuando se incluye el carbono del suelo, pero son en general más degradados como resultado de sus densidades mucho más altas de población humana; y una vez bajo protección, tienen altas tasas de recuperación. Este trabajo presenta resultados de un análisis del Inventario Nacional Forestal (INPyS), y describe los resultados preliminares de una investigación en la cuenca de Ayuquila en Jalisco que examina el potencial de los bosques secos tropicales bajo la política de REDD+ desde el punto de vista biofísico (tasas típicas de la pérdida, y las tasas de crecimiento cuando se reducen las causas directas de la degradación). Se estima que hay muchas más oportunidades para evitar la degradación y para estimular crecimiento en los almacenes en bosques tropicales secos que para reducir la deforestación.

**Palabras clave:** deforestación, degradación, mejora de los bosques.

## Introduction

REDD+ was originally envisaged as a financial mechanism to provide incentives for the reduction of emissions from deforestation in countries with large areas of humid tropical forests where carbon stocks were in danger, particularly in the Amazon (Moutinho and Schwartzman, 2005). However, it was rapidly assigned a much broader scope by the Parties to the UNFCCC, to include performance payments for reduced forest degradation and for forest enhancement (as well as sustainable management of forests and conservation, though it is still not clear how performance in these would be measured and hence how they would be rewarded) and to cover all forest areas of participating tropical countries, not merely the rain forests. Moreover, public concern about potential negative social impacts led to the view that REDD+ should not only safeguard the livelihoods of people dependent on forests but also be a means of promoting their wellbeing and alleviating poverty (IIED, 2015; Pokorny *et al.*, 2013, UN-REDD, 2013). This means that what was originally a relatively simple, uni-variable public policy instrument has evolved into a highly complex one. One may certainly debate whether this instrument is well-suited to all the tasks which it has been assigned.

The project Linking international climate treaties to local action in the tropical dry forests of Mexico<sup>1</sup> addresses one part of this question: the extent to which tropical dry forests (TDF) could contribute to REDD+. TDF has lower natural carbon densities than humid forests, but usually carries a much higher human population density than humid tropical forests, as a result of which it has generally been subject in the past to higher levels of deforestation and degradation; it is commonly used by rural communities for a variety of subsistence activities. Its potential for participation in REDD+ will depend on biophysical factors, such as location, extent and natural growth rates, and technical factors, such as the ability to detect changes in stock within TDF, as well as human and institutional factors such as the current drivers of loss and associated annual loss rates, the opportunity costs, the alternative management options available and the system of compensation or rewards that are offered. Many issues involve combinations of biophysical, technical and social/institutional factors (Figure 1). Our study area is the Ayuquila Basin in Jalisco, where for the purpose of the study we equate TDF with *selva baja caducifolia* and *selva baja sub-caducifolia*. Our long term aim is to examine all of these factors. Here we present findings on the biophysical potential and on the kinds of interventions that could be undertaken. Later work will assess the economic, political, institutional and social feasibility of these options.

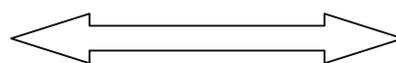
### Biophysical and technical conditions

Extent of TDF (area, and relative area)  
(this will depend in part on the national definition of forest under REDD+)

Natural growth rates of TDF (MAI)

Inclusion of soil carbon in emissions calculations and performance assessments

Opportunities for enhancing growth rates of TDF



Rate of loss of TDF area (ha/year)

Rate of TDF degradation  
(tons/ha/year)

Comparative efficiency of carbon savings in TDF compared to other

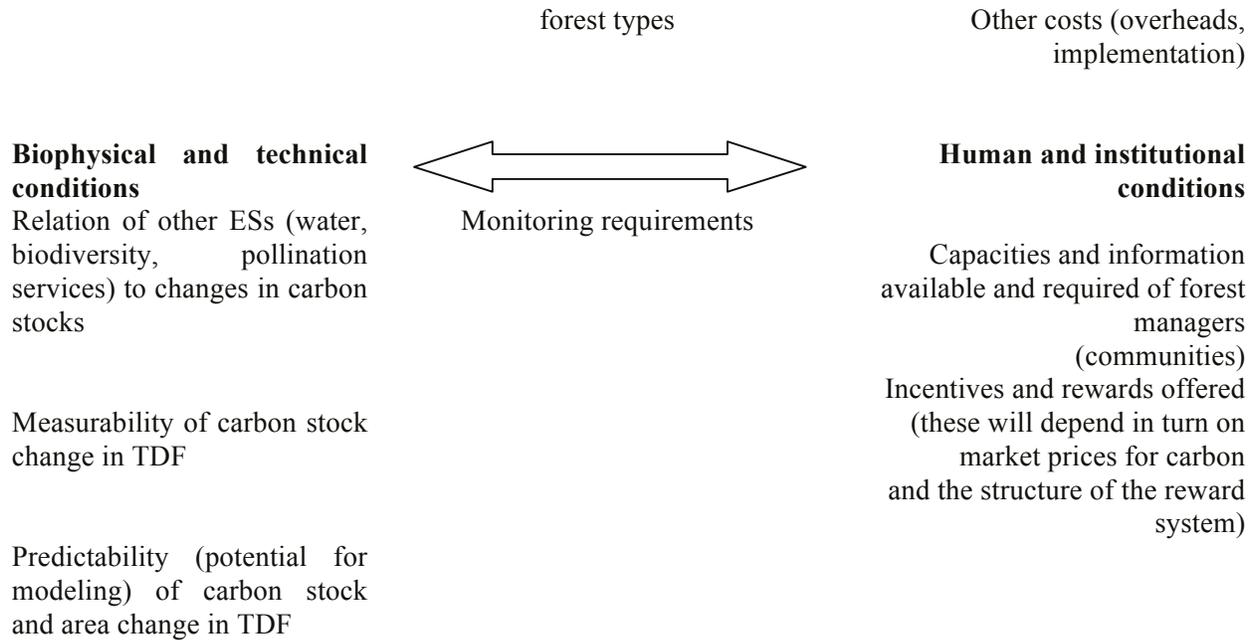
### Human and institutional conditions

Specific drivers of deforestation and degradation

Alternative management options for TDF (these will depend in turn on underlying conditions such as tenure, capital supply etc)

Opportunity costs of current uses of TDF

<sup>1</sup>Financed by the Netherlands Scientific Research Council programme WOTRO.



**Figure 1.** Factors which affect the potential of TDF under REDD+.

### *How much TDF is being lost? Deforestation and degradation*

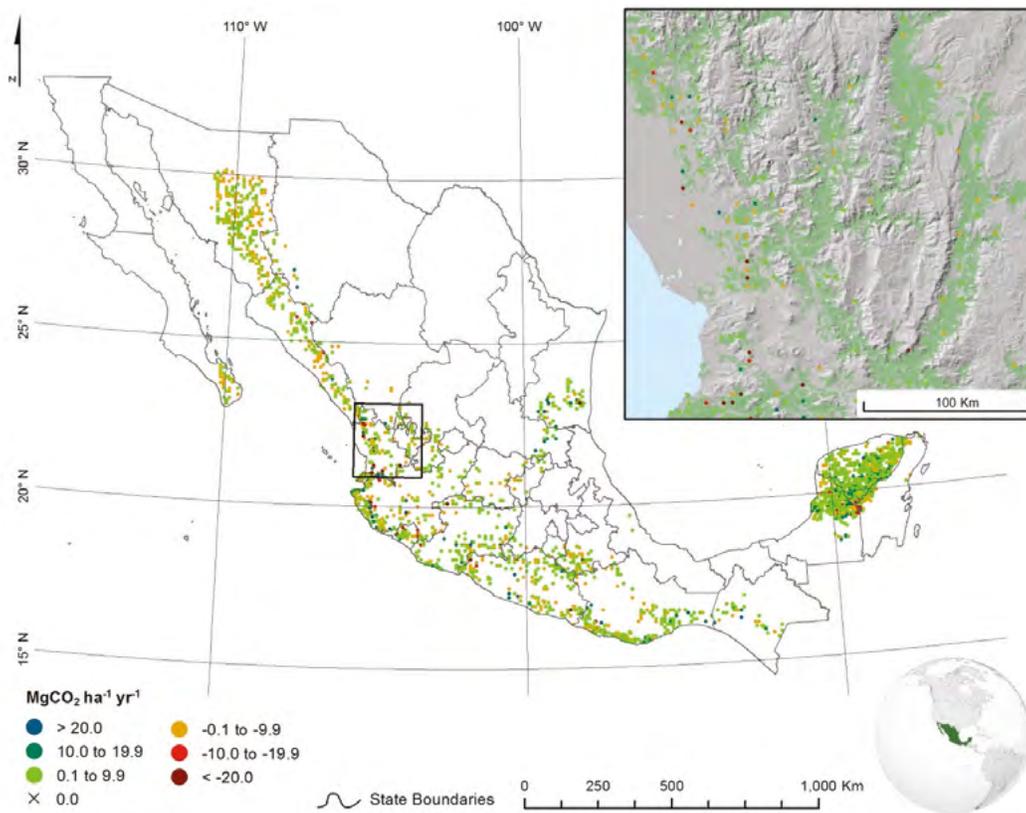
The most recent official figures (SEMARNAT, 2010) suggest that total forest area fell from 69.23 m ha in 1993 to 65.27 m ha in 2007, representing an annual loss of 0.5% from 1993 to 2002 and 0.2% from 2003 to 2007; the area of TDF over the same period decreased from 17.91 m ha to 16.38 m ha (0.7% per annum 1993-2002 and 0.4% per annum from 2002 to 2007). Our own national estimates which are based on a more inclusive definition of forest (Morfin-Ríos *et al.*, 2015), indicate that while total forest area decreased between 2007 and 2011 from 88.38 m ha to 87.67 m ha (0.2% per annum), TDF decreased from 17.59 m ha to 17.35 m ha (0.33% per annum), confirming the long term trend for reduction in loss over time, but showing also an on-going pattern in which, on average, relatively more TDF is being lost than other forest types.

The quantification of biomass losses due to degradation is much more difficult. Most estimates of activity data are made by equating the shift from primary forest to secondary forest with degradation (in Morfin-Ríos *et al.*, 2015 we estimate this at 0.07% per annum), but for the purposes of REDD+ this definition is incorrect on three grounds: 1) both primary and secondary forests may be subject to activities which lower carbon stocks while the forest remains forest; 2) most secondary forests are areas of primary forest which have been cleared but are re-growing, hence they represent increasing, not decreasing, carbon stocks and 3) it is very difficult when interpreting satellite images to distinguish between secondary forest and woodland that is by nature open-canopied, and classification mistakes are common. Moreover, the rate of loss in terms of tons carbon/ha that results from degradation (*i.e.*, the emission factor) has not yet been determined from remote sensing (it is technically very challenging, even with very high resolution imagery).

### *Current carbon stock levels and carbon growth rates in TDF*

Our analysis of the national forest inventory (INFyS) data for 2007-2011 (Morfin-Ríos *et al.*, 2015), which is based on measured stock change at 14 570 permanent sampling sites of the Mexican forest inventory, INFyS, shows that the average above ground carbon stock in TDF is 40 Mg CO<sub>2</sub> equivalent

ha<sup>-1</sup>, but this includes a wide range of values as conditions (level of degradation) vary widely; in our study sites in Ayuquila the most intact forests had about 89±10.4 Mg CO<sub>2</sub>ha<sup>-1</sup>. Our analysis of the national data shows that, on average, carbon stocks in TDF are increasing at a rate of 1.1 Mg CO<sub>2</sub> equivalent ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup>, a small but statistically significant quantity (Morfin-Ríos *et al.*, 2015). Some TDF permanent plots in the sample lost some or, (as noted above), all of their carbon between 2007 and 2011, but the majority are increasing their carbon stocks<sup>2</sup>, as illustrated in Figure 2. The distribution of gains and losses is interesting. It implies processes of forest transition across large parts of the country in which decrease and increase in stocks take place in adjacent locations, for example as a result of cyclical management activities such as shifting cultivation and grazing.



**Figure 2.** INFyS plots in TDF showing losses and gains of CO<sub>2</sub>.

In our field study area in Ayuquila, Salinas-Melgoza *et al.*, (2015) indicate that in fallow areas which are recuperating as part of a shifting cultivation cycle, the average above ground stock is 25.77.03±2.86 Mg CO<sub>2</sub> equivalent ha<sup>-1</sup>; however, when soil carbon is included the differences of stocks compared to intact forests are very much less significant. 80% of the total carbon is in the soil and remains relatively constant, dipping slightly in the first recovery phase but rapidly reaching its earlier values. This means that the so-called 'old growth forests' which are not used for shifting agriculture have similar total stocks to those in recovery from shifting cultivation (Salinas-Melgoza *et al.*, 2015). We are working on further studies to relate grazing intensity and grazing management practices to biomass stocks and growth rates in TDF. There have been no official estimates of natural rates of enhancement (MAI) in TDF in Mexico. A default figure of 1.7 Mg ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> for above ground biomass (=3.1 Mg CO<sub>2</sub> equivalent ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup>) was used in the National Greenhouse Gas Inventories, but rates of growth will depend on what activity caused the losses and what activities continue during the

<sup>2</sup>In fact, all woody vegetation types with the exception of scrubland (matorrales) show, on average, increases in stock.

recovery period. In Ayuquila we found that the above ground carbon stock recovery rate after shifting cultivation is very rapid in the initial 3-4 years ( $\pm 6.5 \text{ Mg CO}_2 \text{ equivalent ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ ) and then tapers off (Salinas-Melgoza *et al.*, 2015).

### Drivers

In the area of study of the project (the Ayuquila Basin), much of the area already cleared of TDF over the last 40 years (*i.e.*, deforested) is on the more level plains which are suited to mechanized, permanent agriculture (maize and agave, some permanent pastures). The rate of clearance has reduced considerably in recent years due to the fact that there are few opportunities left in the level areas. Land use transition matrices for the area (Table 1) indicate clearly that the biggest losses of TDF have been to induced grassland, with a significant shift also toward scrubland in the more recent period which probably also reflects increased grazing pressures. At the same time, we see that there is considerable movement –from scrubland to TDF- providing more evidence of the transitions and forest enhancement processes which were signaled above.

**Table 1.** Transition matrices TDF, 1995-2003 and 2003-2010, Ayuquila basin (Martínez-Rodríguez, 2015).

<b>From TDF to</b>	<b>1995-2003</b>	<b>2003-2010</b>
Irrigated agriculture	0.0016	0.0036
Rainfed agriculture	0.0135	0.0208
Urban development	0.0004	0.0006
Oak forest	0.0006	0.0005
Pine-oak	0.0003	0
Scrubland	0.0111	0.0575
Cultivated grassland	0	0.0016
Induced grassland	0.0938	0.0857
Riperian forest	0.0001	0.0001
Total	0.1214	0.1704
<b>To TDF from</b>	<b>1995-2003</b>	<b>2003-2010</b>
Irrigated agriculture	0.0001	0.0007
Rainfed agriculture	0.0112	0.0021
Urban	0	0
Oak	0.0027	0.0022
Pine-oak	0.005	0.0011
Scrubland	0.0465	0.0673
Cultivated grassland	0.0028	0.0025
Induced grassland	0.0194	0.006
Riperian forest	0	0
Total	0.0877	0.0819

Shifting cultivation practices (*coamil*) on the other hand cause temporary destocking (*i.e.*, degradation) and are typically found either on the lower slopes or at higher altitudes on hill brows, but not on the steeper parts of the hillside (Morales-Barquero *et al.*, 2015). Cycles are traditionally two years cultivation followed by eight years fallow, but our studies show that there is some evidence of reduced fallow periods (Salinas-Melgoza *et al.*, 2015, Morales-Barquero *et al.*, 2015) as a result of: 1) government regulations that prohibit clearance of mature trees; 2) the additional labor required to cut mature trees, and 3) agricultural subsidies (PROCAMPO) which are tied to properties under cultivation; use of the plot for pasture during the fallow period is permissible, but if it returns to a forest state after five years it would no longer be eligible for payments. While PROCAMPO may have

stimulated forest clearance when it was first initiated in the mid 1990's, payments are limited to the areas originally registered, and there have been no more areas registered since 2003.

Cattle rearing is currently the main driver of both deforestation and degradation in the TDF of Ayuquila. Traditionally cattle grazed on all cultivated areas following harvest and in fallow areas of shifting cultivation for three or four years until tree density increases make this impractical. Supplementary fodder (maize or sorghum) was required only in the driest two or three months of the year. The relative prices of maize and beef however have been changing and we have observed that there is a transition occurring by which many shifting cultivators are converting their territories gradually into pastures and reducing their *coamil* production. While *coamil* resulted in degradation, the conversion to permanent pasture would imply deforestation and long term losses of above ground carbon stock, although stocks of soil carbon may possibly increase. Absentee owners (migrants) and those with off-farm employment may rent their properties for grazing to cattle owners within the community or from outside. With the opening up of the Mexican meat market to China this year, this is a trend that it likely to increase rapidly.

In addition to grazing on individual properties, free range grazing is also practiced in some communities, though it is controlled in others (Mwampamba *et al.*, 2015). Free range (*suelto*) grazing implies that cattle are free to roam in the communal forest areas of communities, often for months at a time; owners will bring water by truck twice or three times per week unless there are natural water sources available. The impact of the cattle depends on the density of the stocking and the presence of water sources, but in general it results in lowered natural regeneration rates.

Firewood extraction and the cutting of poles are further potential drivers of degradation, though not of deforestation. The demand for poles correlates well with cattle ownership (Morales-Barquero *et al.*, 2015) and therefore it is difficult to determine which of these two factors is more important in causing degradation. Our studies indicate that firewood has a negligible impact (Morales-Barquero *et al.*, 2015). There is little charcoal production in the TDF, since oak is the favoured species.

### *The biophysical potential for REDD+ in TDF*

Our calculations (Morfin-Ríos *et al.*, 2015) indicate that between 2007 and 2011 around 60 000 ha of TDF were lost per year to deforestation across the whole country. If REDD+ were able to intervene and halt this, there could be maximum savings of up to 2.4 Gg CO<sub>2</sub> yr<sup>-1</sup> taking into account only above ground biomass (average 40 Mg CO<sub>2</sub> equivalent ha<sup>-1</sup>). Needless to say these potential savings are theoretical only; the feasibility of such savings depends entirely on the implementability of the REDD+ options, which in turn depend on social and political willingness and expected economic outcomes.

Losses due to degradation are already outweighed by gains due to forest enhancement, but most TDF is to some extent degraded and interventions to push the balance more towards enhancement could be applied broadly across very large areas of TDF. Our analysis of data from the national forest inventory INFyS, based on the 14 570 plots with usable data which were measured in 2004-2007 and again between 2009-2013, shows that 2174 represent TDF and that of those that remained forested during that period, 631 lost stock, while 1543 gained stock (Table 2). The vast majority of all changes were small. As shown in Table 2, if all the forest which is losing up to 3.67 Mg CO<sub>2</sub> equivalent ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> (*i.e.*, 1 Mg C) per year were to be converted to gaining 3.67 Mg CO<sub>2</sub> instead, this would (theoretically) result in an increase a net carbon savings of 25.4 Gg CO<sub>2</sub>, which is ten times what could be achieved through reducing deforestation. There would of course be further opportunities to tackle degradation in areas which are losing rather more carbon on an annual basis.

**Table 2.** Changes in stocks of carbon (CO<sub>2</sub> equivalent) in INFyS TDF sampling plots (2004-7 to 2009-2013).

<b>Mg CO<sub>2</sub> gains/losses</b>	<b>No of plots</b>	<b>Equivalent area (ha)</b>
>20	41	339 767
10 to 19.9	167	1 383 929
0.1 to 9.9	1335	11 063 145
-0.1 to -9.9	560	4 640 720
-10 to -19.9	47	389 489
>-20	24	198 888
<b>Total</b>	<b>2174</b>	<b>18 015 938</b>
<i>0.1 to 3.67</i>	<i>798</i>	<i>6 613 026</i>
<i>-0.1 to -3.67</i>	<i>418</i>	<i>3 463 966</i>

### *Potential management interventions under REDD*

For REDD+ to work, people who are responsible for the current activities causing deforestation and degradation have to be offered alternatives. The use of 'command and control' instruments is unlikely to be favoured in Mexico. Deforestation is already officially illegal without a permit but takes place regardless and is politically very difficult to control. Even in Areas of Natural Protection where stiffer rules are in place, deforestation has not been eliminated. Payment for Environmental Services (PES) programmes are usually presented as the solution to deforestation. PES has been operating in Mexico for 15 years but studies show that although this does have a small impact on regional deforestation rates, by no means all the designated areas would have been deforested in the absence of PES (Alix-Garcia *et al.*, 2005, 2012; Muñoz-Piña *et al.*, 2008), and much deforestation went on in areas round about PES zones. Even though communities are selected on criteria which among other things indicate they may be in danger of deforesting, the polygons which the communities select for protection are often those that are the most remote and inaccessible (PES usually pays for an area of 500 to 3000 ha, while communities may have up to 40 000 ha of forest). This we have observed also in the study area (Mwampamba *et al.*, 2015, Skutsch *et al.*, 2015). Instruments like PES which offer flat rate incentives or incentives related to real opportunity costs for not deforesting may not necessarily be efficient in that they will encourage greater numbers of people or communities to claim that they were planning to deforest.

The greatest difficulty is to target the anti-deforestation measures at the areas which are likely to be deforested. INECC has produced a 'economic threat of deforestation' map (INECC, 2011) which gives the probability of deforestation based on a linear regression model of ten associated conditions (accessibility, proximity of area to areas earlier deforested, social marginalization, population and cattle density, etc.), across the whole country. There are two problems with this approach. Firstly, the model has an  $r^2$  of 0.49, *i.e.*, when tested it predicted less than 50% of the observed deforestation; half of all deforestation occurred in other areas. Secondly, the 'risk of deforestation' areas are huge; all properties within these areas would have to be targeted every year, even though only a very small proportion would have deforested in any given year in the absence of the REDD+ measures.

While it is very difficult to devise instruments that will effectively control deforestation, there are many instruments that might be applied to reduce rates of degradation and stimulate rates of forest enhancement in TDF. Given that almost all TDF is degraded to some degree, targeting would not be an issue, and as we have argued above, there is a lot of 'room to grow' in areas of TDF which are losing small quantities of carbon per year. The opportunity costs of the activities which cause these small losses are likely to be much lower than those for deforestation. What would be needed would be a local/regional understanding of what specific factors are causing losses in forest which remains forest, and what conditions rule when stocks in the same region are increasing. In the study site, Ayuquila, the

problem revolves mainly around how cattle are managed, but the situation e.g. in the north west of the Yucatan peninsula may be different. We suggest that REDD+ should make the reversal of small-scale degradation and the stimulation of small-scale forest enhancement the focus of its interventions as a cost effective approach to reducing overall emissions.

## References

- Alix-Garcia J., A. DeJanvry, E. Sadoulet, J. M. Torres, J. B Varela, M. Z. Ramos. 2005. An assessment of Mexico's payment for environmental services program. Unpublished paper prepared for FAO by UC Berkeley and the Centre for Research and Teaching of Economics, Mexico.
- Alix-Garcia J., E. N. Shapiro, K. Sims. 2012. Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. *Land Economics* 88:613-638.
- IIED. 2015 Designing REDD+ to promote sustainable development and reduce poverty. <http://www.iied.org/designing-redd-promote-sustainable-development-reduce-poverty>
- INECC. 2011 Índice de presión económica a la deforestación. Nota metodológica. Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Martínez-Rodríguez S. G. 2015. Estrategias para la conservación de la selva baja en la cuenca media del río Ayuquila, a partir de modelos prospectivos de paisaje (2010- 2025). Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Morales-Barquero L., A. Borrego, M. Skutsch, C. Kleinn, J. R. Healey. 2015 Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: a case study in Western Mexico. (submitted to Land Use Policy)
- Morfín-Ríos J., O. Carrillo, J. M. Michel, R. Gonzalez, G. Rodríguez, L. Rangel, M. Skutsch, J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, R. D. Martínez, R. Mayorga, C. Wayson, A. Balderas Torres, L. Santos. 2015 Carbon absorption in Mexico's forests greatly exceeds emissions: Implications for REDD+. (submitted to Nature)
- Moutinho P., S. Schwartzman. 2005. Tropical deforestation and climate change, IPAM, Bazil: Environmental Defense, Washington DC.
- Muñoz-Piña C, A. Guevara, J. M. Torres, J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Mwampamba T., M. Salinas, A. Larrazabal, M. Skutsch. 2015. Opciones en REDD+ para ejidos en la Cuenca de Ayuquila, Jalisco. Informe de actividades y resultados claves de los estudios de investigación hechos en los ejidos de Zenzontla, Ahuacapan, Tonaya, Temezcal y El Jazmin. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pokorny B., I. Scholz, W. de Jong. 2013. REDD+ for the poor or the poor for REDD+? About the limitations of environmental policies in the Amazon and the potential of achieving environmental goals through pro-poor policies. *Ecology and Society* 18:3.
- Salinas-Melgoza M. A., M. Skutsch, J. C. Lovett. 2015. Shifting cultivation in the context of REDD+: a case study of Mexican tropical dryforest. *Land Use Policy* (under revision, Land Use Policy).
- SEMARNAT. 2010 Vision de México sobre REDD+. Hacia un estrategia Nacional. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/1393Visi%C3%B3n%20de%20M%C3%A9xico%20sobre%20REDD\\_.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/1393Visi%C3%B3n%20de%20M%C3%A9xico%20sobre%20REDD_.pdf)
- Skutsch M., A. Borrego, L. Morales-Barquero, J. Paneque-Gálvez, M. Salinas-Melgoza, M. I. Ramirez, D. Perez-Salicrup, D. Benet, S. Monroy, Y. Gao. 2015. Opportunities, constraints and perceptions of rural communities regarding their potential to contribute to forest landscape transitions under REDD+: case studies from Mexico. *International Forestry Review* 17, Supplement 1.
- UN-REDD+. 2013 Assessing the potential of linking REDD+ with poverty reduction. <http://www.un-redd.org/Newsletter36/GoREDD/tabid/106086/Default.aspx>



### 3.6 Estimación del consumo de leña y carbón vegetal en Xoxocotla, Veracruz

Vega-Alarcón Abraham<sup>1</sup> y Rivera-Chávez Ana R.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División de Carrera de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico Superior de Zongolica, Campus Zongolica, km 4 S/N, Carretera a La Compañía, CP 95005, Tepetitlanapa, Zongolica, Veracruz. Autor para correspondencia: abraham\_vega\_a@yahoo.com.mx

#### Resumen

El consumo de leña y carbón vegetal continúa realizándose en comunidades rurales donde, por usos y costumbres en combinación con la pobreza, contribuyen a liberar mayor cantidad de CO<sub>2</sub> a la atmósfera; por lo que el objetivo de este trabajo fue el estimar la cantidad de leña y carbón vegetal consumido anualmente en una comunidad rural considerada con bajos índices de desarrollo. Se escogió la cabecera municipal de Xoxocotla, localizada en el centro del estado de Veracruz, con una altitud alrededor de los 2000 m s.n.m.; con un tipo de vegetación de pino, aunque actualmente sólo existen relictos con algunos árboles, debido al crecimiento poblacional y al cambio de uso de suelo. Se realizaron 35 encuestas a hogares, para determinar la periodicidad en el consumo de leña y carbón; además, diez a carboneros, para estimar su producción anual. De acuerdo con los resultados se estima que se consumen 11 828 m<sup>3</sup> de leña acumulados y 184 960 bultos de carbón vegetal con un promedio de 15 kg/bulto, de los cuales 14 256 se queman en 850 hogares. El consumo de leña y carbón vegetal protagonizan la liberación de carbono al medio ambiente por ser la fuente de energía barata y disponible para la comunidad de Xoxocotla.

**Palabras clave:** consumo, leña, carbón vegetal, comunidad rural.

#### Abstract

The consumption of fuelwood and charcoal continues to perform in rural communities where, according to traditions and customs in combination with poverty, contribute to release more amount of CO<sub>2</sub> into the atmosphere; so the objective of this study was to estimate the amount of firewood and charcoal consumed annually in a rural community with low levels of development. Was chosen the municipal seat of Xoxocotla, located in the center of the State of Veracruz, Mexico; with an altitude around 2000 m a.s.l.; with a type of vegetation of pine, although currently only there are wrecks with trees, due to population growth and land use change. 35 household surveys, were conducted to determine the periodicity in the consumption of firewood and charcoal; In addition, ten charcoal producers, to estimate their annual production. According to the results estimated that 11 828 m<sup>3</sup> of wood accumulated and 184 960 lumps of charcoal with an average of 15 kg/bulk, of whom 14 256 burn in 850 homes consumed. The consumption of fuelwood and charcoal star in the release of carbon into the environment as a source of cheap and available for the community of Xoxocotla energy.

**Key words:** consumption, firewood, charcoal, rural community.

#### Introducción

En México, el consumo de leña y carbón vegetal están fuertemente ligados a las comunidades rurales y en menor medida a la población periférica de sus principales ciudades. El uso a estos combustibles se da para la elaboración de tortillas, cocimiento de frijoles y otros platos tradicionales; además de constituir la principal fuente de energía para calentar el ambiente de hogares en las zonas serranas del país (SEMARNAT-CONAFOR, 2001).

En el año 2000 la Secretaría de Energía (SENER, 2003), estimaba 7.8 millones de m<sup>3</sup> de madera destinados a combustible, los que representaban unos 280 millones de dólares anuales. La citada Secretaría mencionaba que el patrón de consumo de leña es muy heterogéneo en México, catalogándolo a los estados del país en tres regiones: 1) Región poco crítica (Baja California, Baja California Sur, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Sinaloa, Sonora y Tamaulipas); 2) Región medianamente crítica (Aguascalientes, Campeche, Chihuahua, Durango, Jalisco, Estado de México, Querétaro, San Luis Potosí, Tlaxcala y Zacatecas); y 3) Región Crítica (Chiapas, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz y Yucatán).

La marginación rural tiene una alta relación con el deterioro de los ecosistemas forestales veracruzanos, traduciéndose en pérdida de cobertura forestal que repercute en un cambio de uso de suelo y en consecuencia con una mayor liberación de carbono a la atmósfera (Gobierno de Veracruz, 2006); por lo que este estudio tuvo como objetivo estimar la cantidad de leña y carbón vegetal consumido anualmente como combustible en una comunidad rural con índices de pobreza, para lo cual se escogió la cabecera municipal de Xoxocotla.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El estudio se realizó en el Municipio veracruzano de Xoxocotla, cuyo significado en Náhuatl es “*Lugar de ocotes viejos*”. Tiene una superficie de 63.34 km<sup>2</sup> lo que representa el 0.09% del territorio estatal. Se encuentra ubicado en la zona centro del Estado, en las coordenadas 18°39’ latitud Norte y 97°09’ longitud Oeste a una altura de 2100 m s.n.m. Limita al Norte con los Municipios de Atlahuilco y Soledad Atzompa, al Este con Tlaquilpa y al Sur el Estado de Puebla (Figura 1).



**Figura 1.** Localización del Municipio de Xoxocotla, Veracruz. Tomada de Clemente, 2012.

### *Condiciones socioeconómicas*

La población total del Municipio en 2010 fue de 5163 personas (0.1% de la población del Estado de Veracruz); con 1137 hogares, con 4.5 integrantes en promedio, ligeramente superior al estatal de 3.8;



el grado promedio de escolaridad de la población de 15 años o más fue de 4.7, frente al 7.7 de la entidad. Los servicios educativos están conformados por 14 escuelas preescolares (0.2% del total estatal), diez primarias (0.1%), dos secundarias (0.1%) y un bachillerato (0.1%). Las unidades médicas en el Municipio son dos, con 3.5 médicos por unidad médica, inferior a los 6.7 médicos de la entidad (SEDESOL-CONEVAL, 2015).

### *Planeación del diagnóstico*

El diagnóstico fue planeado bajo los principios del Taller Participativo, el cual se considera como la herramienta más útil para describir la realidad de un grupo social, de manera integradora y reflexiva, en donde se conjugan la teoría y práctica para impulsar el proceso pedagógico, basándose en la comunicación constante; además, propicia la unificación del equipo de trabajo, formado por docentes y estudiantes, en el cual, cada uno es un miembro más del equipo (Ander, 2003; Gómez, 1997; Letty, 1973).

El diseño de muestreo fue estratificado completamente al azar, tomando como estrato cada hogar de la comunidad de Xoxocotla. El tamaño de la muestra fue de 35 casas y el instrumento idóneo para este tipo de estudios fue la entrevista, por proveer una comunicación personal entre el entrevistado y entrevistador, creando un ambiente donde ellos pueden discutir e intercambiar ideas sin distracciones (Doorman *et. al.*, 1991; INTA *et al.*, 2012). Las variables consideradas para determinar la cantidad consumida por cada hogar semanalmente: rollo o carga<sup>1</sup>; especie preferida; precio en pesos mexicanos por unidad de medida. Para el carbón: bultos<sup>2</sup>/mes; precio por bulto; meses en que más consume; cantidad consumida en esos meses y el precio de compra durante esos meses. Además, para ambos combustibles se preguntaba aquellos meses donde su consumo se incrementaba o disminuía o era constante.

A los fabricantes de carbón vegetal, se les preguntó sobre el número de bultos producidos mensualmente; así como la variación de los precios a lo largo del año.

## **Resultados**

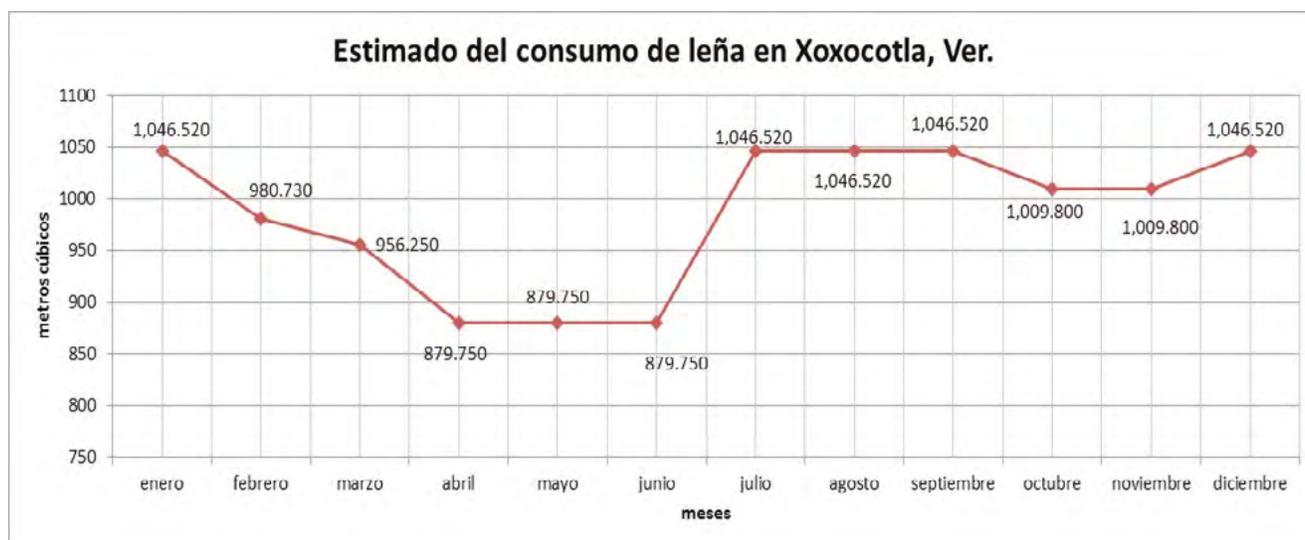
### *Leña*

El 100% de los hogares encuestados consumen leña en todas las semanas del año; las especies predilectas fueron encino (*Quercus spp.*) y pino (*Pinus spp.*). El consumo promedio de carga semanal fue de 0.94 y de rollos individuales de 9.77. El precio de compra medio fue de \$34.83/rollo. Los meses donde incrementan su consumo fueron: julio, agosto, septiembre, diciembre y enero, en todas las casas encuestadas.

El volumen de madera estimado fue de 11 828.430 m<sup>3</sup> (equivalente a 375 506 rollos de 30 cm de diámetro por 50 cm de largo) reflejando valores máximos de 1046.52 m<sup>3</sup> en los meses mencionados, con mínimos de 879.750 m<sup>3</sup> de abril a junio; así como en octubre y noviembre (Figura 2).

<sup>1</sup>**Carga** se refiere a la cantidad de madera que un caballo o burro puede cargar, su volumen oscila alrededor de 0.158 m<sup>3</sup>. Una carga equivale a cinco rollos de 30 cm de diámetro con 50 cm de largo cada uno.

<sup>2</sup>El peso del **bulto** es en promedio de 15 kg, depende mucho del tamaño del contenedor, que por lo general son costales o bolsas de rafia.



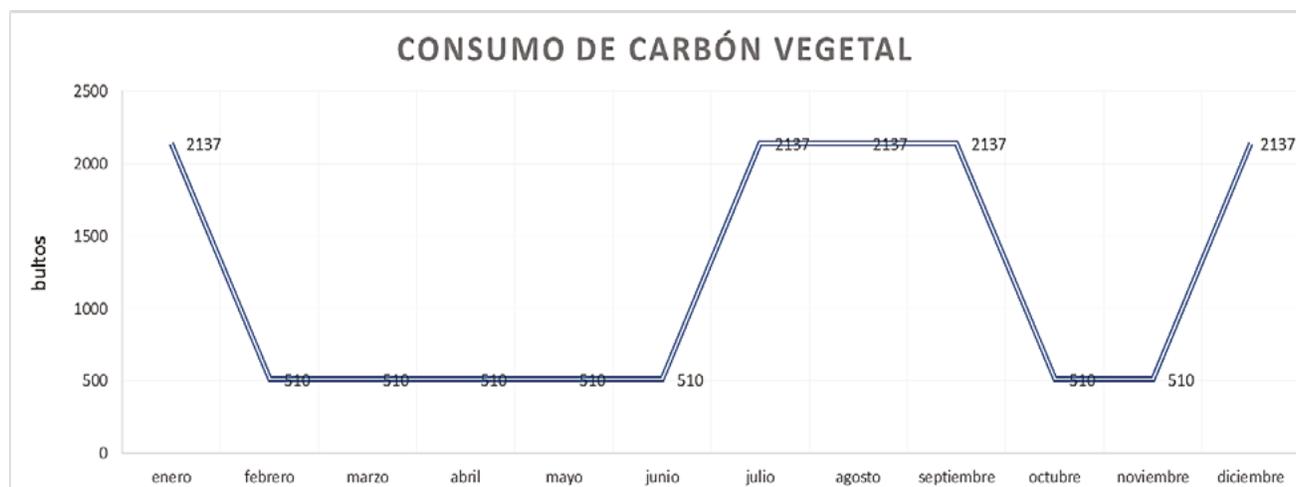
**Figura 2.** Estimación del consumo de leña en Xoxocotla, Ver.

El aumento en el consumo de leña coincide con la entrada de lluvias, donde la temperatura disminuye y se registran más días nublados, por lo que los hogares pierden calor, debido en gran parte a contar con techos de lámina. La erogación estimada por concepto de leña en Xoxocotla, asciende a \$12 909 896.28 anuales, contribuyendo cada familia con \$15 188.11.

### *Carbón vegetal consumido*

Al igual que en el caso de la leña, los encuestados consumen carbón anualmente; sin embargo, sólo nueve reconocieron que lo hacen en todos los meses. Los meses donde más lo utilizan coinciden con los mostrados en el caso de la leña; con 2.5 bultos, contra los 0.6 bultos normalmente, a un precio medio anual de \$80.60/bulto.

Los bultos consumidos se estiman en 14 256 bultos que en promedio pesan 15 kg. A diferencia del patrón de consumo de leña, el periodo donde disminuye el consumo va del mes de febrero a junio, con un valor estimado de 510 bultos por mes; en los demás meses, se registran con los valores máximos (2137 bultos) como se aprecia en la Figura 3.



**Figura 3.** Consumo estimado de carbón vegetal en Xoxocotla, Ver.



El carbón representa una erogación anual de \$1 149 010.57 para los 850 hogares estimados en este estudio; lo que se traduce en \$1351.78 por cada familia.

### *Producción de carbón*

Se identificaron a diez carboneros, los cuales abastecen los hogares del municipio y comercializan el sobrante fuera de éste; no obstante, mencionaron la entrada de compradores foráneos. En total alcanzan una producción promedio anual de 184 960 bultos. El precio promedio fue de \$78.00/bulto y a diferencia de la leña, éste aumenta sólo en los meses de diciembre y enero, quizás por la llegada de familiares en la época navideña (Figura 4).



**Figura 4.** Estimación del carbón vegetal producido en Xoxocotla, Ver.

El carbón producido representa una de las actividades lucrativas en Xoxocotla, Ver., con un monto de ingreso bruto estimado de \$14 426 880.00, lo que para cada carbonero representaría un ingreso medio mensual estimado de \$120 224.00; sin embargo, esta última cantidad es relativa, ya que la elaboración de carbón, en la cantidad estimada, requiere forzosamente el pago de ayudantes.

### **Conclusiones**

El presente estudio mostró el comportamiento del consumo de árboles como combustibles. En buena parte ese comportamiento se debe a la relación con la variación del clima, donde la entrada de lluvias reduce la temperatura ambiental, que, combinada con casas carentes de un mejor aislamiento, propician el aumento en el consumo de leña y carbón. Hoy en día, el uso de leña y carbón sigue siendo la opción más viable como combustible para hogares rurales, donde el ingreso salarial oscila alrededor de los \$100. Es claro también, que la elaboración de carbón genera ingresos importantes y que quizás sea una cadena productiva rentable; sin embargo, se necesitan realizar estudios específicos que midan su eficiencia. Por último, en la medida en que las condiciones de vida mejoren para comunidades como Xoxocotla, la tala de árboles con fines de combustible, disminuirán, preservando por más tiempo la cantidad de carbono fijado a éstos.

### **Agradecimientos**

Se agradece a los Ingenieros Forestales: Reyna Clemente Pérez, Marco Antonio Castillo Cuaquehua, Norberto Hernández Castillo, Javier Roldán Hernández y Reynaldo Tzompaxtle Salas, por su apoyo y colaboración para llevar a cabo este proyecto.

## Bibliografía

- Ander E. E. 2003. Metodología y práctica del desarrollo de la comunidad. El método del Desarrollo de la Comunidad. Vol. 2. Editorial. Lumen H V manitas. Buenos Aires, Argentina. 230 pp.
- Clemente R. 2012. Determinación del coeficiente de aserrío en la producción de muebles rústicos en el Municipio de Xoxocotla, Veracruz. Reporte Final de Residencia Profesional. Instituto Tecnológico Superior de Zongolica. Zongolica. Veracruz. 66 pp.
- Doorman F., F. Miranda, C. de Nie, J. Ooijens, L. Ovaras, C. Ramírez, C. Sáenz, E. Sancho. 1991. La metodología del diagnóstico en el enfoque "Investigación Adaptativa": Guía para la ejecución de un diagnóstico con énfasis en el análisis de finca del pequeño productor agropecuario. Universidad Nacional Heredia Costa Rica, Universidad Estatal de Utrecht, Holanda, Instituto Interamericano para la Cooperación para la Agricultura. Editorial Guaymurás S. A. Tegucigalpa, Honduras. 368 pp.
- Gobierno de Veracruz. 2006. Plan Sectorial Forestal Estatal. Actualización 2006-2028. Gobierno Estatal de Veracruz de Ignacio de la Llave. Dirección General de Desarrollo Forestal, Gerencia Regional X Golfo-Centro de la Comisión Nacional Forestal, Xalapa, Veracruz. 128 pp.
- Gómez G. 1997. La Investigación-Acción Participativa como metodología de mediación e integración socio-comunitaria. México. <http://www.lainvestigacionparticipativa.gob.mx/editorial.php?id=90>.
- INTA, FCV-UNA, JICA, FO-AR y PPJA. 2012. Manual del Extensionista. Proyecto de Fortalecimiento de la Piscicultura Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad Nacional de Asunción, Agencia de Cooperación Internacional de Japón, Fondo de Cooperación Horizontal del Gobierno Argentino. Partnership Program Japan, Argentina. 80 pp.
- Letty E. R. 1973. Repensando la Investigación a Acción Participativa. Primera Edición. Lumen Mexica 1995. 32 pp.
- SEDESOL-CONSEVAL. 2015. Informe Anual Sobre La Situación de Pobreza y Rezago Social. Xoxocotla, Veracruz de Ignacio de la Llave. Secretaría de Desarrollo Social, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, México. [http://www.sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Informes\\_pobreza/2014/Municipios/Veracruz/Veracruz\\_195.pdf](http://www.sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Informes_pobreza/2014/Municipios/Veracruz/Veracruz_195.pdf)
- SEMARNAT-CONAFOR. 2001. Programa Estratégico Forestal para México 2025. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional Forestal, México. 190 pp.
- SENER. 2003. Balance de Energía 2002. Secretaría de Energía, Distrito Federal, México. 18 pp.

### 3.7 Valor funcional de *Arthrospira maxima* como ingrediente alimenticio

Rodríguez-Palacio Mónica C.<sup>1</sup>; Aguilar-Román Aldo R.<sup>1</sup> y Lozano-Ramírez Cruz<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ficología Aplicada, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, San Rafael Atlixco, No. 186, Col. Vicentina, CP 09340, Iztapalapa, México. Autor para correspondencia: mony@xanum.uam.mx

#### Resumen

El estudio de las algas y cianobacterias durante los últimos años ha abierto un campo de acción en importantes sectores de la economía y desarrollo humano como el agrícola, industrial, farmacológico y alimenticio y pese a que su uso se remonta a tiempos ancestrales, solo hasta hace algunos años se están desarrollando importantes labores de investigación en el campo de producción y explotación de las mismas. Por tanto se consideran como una alternativa viable para producir proteína de calidad y de bajo costo que pudiese suplir la carestía de la misma en poblaciones marginales. Se cultivó la cianobacteria *Arthrospira maxima* en el medio Jourdan modificado en biorreactores de 16 l en ciclo de luz: oscuridad de 12:12 y a una temperatura de 30 °C. La biomasa se cosechó por filtración y se secó una parte en liofilizadora y otra en secado solar. Los análisis de contenido proteico se realizaron en un espectrofotómetro utilizando el método de Lowry, se determinaron exopolisacáridos, carbohidratos totales, así como ficocianina, aloficocianina y ficoeritrina. El porcentaje de proteínas osciló entre el 60 y 74%. Las propiedades emulsificantes y espumantes se compararon con las de la ovoalbúmina. Y se elaboró una barra nutritiva con amaranto, miel y biomasa algal, la cual tuvo excelentes resultados en el programa de degustación.

**Palabras clave:** microalgas, cultivos, alimentación.

#### Abstract

The study of algae and cyanobacteria in recent years has opened a field of action in key sectors of the economy and human development such as agriculture, industrial, pharmacological and food and although its use dates back to ancient times, just until some years are being developed important research activities in the field of production and exploitation of the same. Therefore they considered as a viable protein to produce quality and low cost that could meet the high cost of it in marginal populations. Cyanobacteria *Arthrospira maxima* was grown in 16 l bioreactor in the modified medium Jourdan light cycle: 12:12 dark and at a temperature of 30 °C. The biomass was harvested by filtration and a portion was dried in lyophilizer and another solar drying. Protein content analyzes were performed in a spectrophotometer using the method of Lowry, exopolysaccharides were determined, total carbohydrates, phycocyanin and allophycocyanin and phycoerythrin. The protein content ranged between 60 and 74%. Emulsifying and foaming properties were compared to ovalbumin. And a nutritional bar with amaranth, honey and algal biomass, which had excellent results in the sampling program, was developed.

**Key words:** microalgae, crops, nutrition.

#### Introducción

Durante las últimas décadas el estudio de las algas ha sido muy importante en los sectores agrícola, industrial, terapéutico y alimenticio; siendo éste último, de gran importancia debido a su alto grado nutritivo resaltando el valor proteico y de fácil digestibilidad (88-92%) (Abalde *et al.*, 1995; Del Valle,

2008; Vanthoor-Koopmans *et al.*, 2014; Vonshak, 2002). La *Arthrospira* es conocida por su elevado contenido intracelular de proteínas aunque también se han reportado importantes niveles de pigmentos y lípidos así como ácidos grasos. La pared celular de esta alga es fácil de digerir cual resulta favorable al evaluarla como posible fuente de vitaminas (Cárdenas *et al.*, 2001; Vanthoor-Koopmans *et al.*, 2014; Vonshak y Richmond, 1988).

El valor de esta microalga, radica en la gran cantidad de nutrientes (macros y micros) que contiene, algunos de los cuales no pueden ser sintetizados por el organismo humano. Al ser rica en aminoácidos, proteínas, carbohidratos, ácidos grasos omega 3 y 6, alfa-tocoferol, ficocianina, compuestos fenólicos y un compuesto últimamente descubierto denominado Ca-Spirulan (Ca-SP) que posee actividad antiviral, vitaminas, minerales y otros nutrientes. Es muy importante su uso como suplemento alimenticio, ya sea en polvo, encapsulado, en tabletas, pastas para sopas, salsas, barras de cereales, bebidas de frutas u otros. Varias de las propiedades que posee se deben a algunos de sus constituyentes, en especial, (Chamorro *et al.*, 2002; Vonshak, 2002).

En términos generales, las propiedades funcionales se definen como “cualquier propiedad fisicoquímica de los polímeros que afectan y modifica algunas características de un alimento y que contribuye a la calidad final del producto”; por ejemplo, son propiedades funcionales la hidratación, el espumado, la emulsificación, la gelificación, etc.; estas dependen fundamentalmente de factores intrínsecos propios de la molécula, así como factores extrínsecos del medio que los rodea y que en ocasiones pueden modificarse (Badui, 2006).

Hay procesos de secado que no dañan la estructura molecular del material que se procesa, pero que resultan costosos uno de ellos es la liofilización la cual es una deshidratación en la que el agua se retira por sublimación, sometiendo al alimento a condiciones de temperatura inferiores a las del punto triple (Ramírez y Olvera, 2006a y b).

La proteína del huevo es de las mejores con capacidad emulsionante (100 ml aceite/100mg proteína), superando a los caseinatos (70 ml aceite/100mg de proteína) y a la lactoalbúmina (79.5 ml aceite/100 mg de proteína) (Badui, 2006). Se comparó la proteína del huevo y la obtenida de los cultivos de *Arthrospira* y se caracterizaron las propiedades funcionales de superficie de las proteínas de la *Arthrospira* a diferentes valores de pH y sus relaciones con la solubilidad proteica y su actividad emulsificante y espumante. Para elaborar un alimento considerando dichas propiedades.

Este estudio tuvo como objetivo evaluar condiciones que permitieran producir biomasa de *Arthrospira* a bajo costo con condiciones reológicas necesarias para el consumo humano.

## Materiales y métodos

### Medios de cultivo

Se inició la prueba para *A. máxima* y *A. platensis*, sin embargo debido a sus características sólo la primera fue usada para la elaboración final del alimento. Para el escalamiento de los cultivos de *Arthrospira platensis* y de dos cepas de *A. máxima*, se prepararon los medios de cultivo Jourdan Modificado (Jourdan, 2000) y los fertilizantes foliares Bayfolan forte y Acido Húmico de lombriz AC-H.

Las cepas utilizadas en el presente trabajo provienen de la colección de cultivos de microalgas del Laboratorio de Ficología Aplicada UAMI. Los cultivos se iniciaron en tubos de 10 ml de volumen escalándolos a matraces de 250 ml, esto se hizo por duplicado en los medios Bayfolan forte, Jourdan modificado y Acido húmico de lombriz AC-H. Los matraces se etiquetaron con la fecha de inoculación, especie y el medio de cultivo y se mantuvieron a una temperatura de 22 °C y ciclos 12:12 luz:oscuridad. El escalamiento se realizó en una proporción del 10% de un cultivo en fase de crecimiento exponencial, hasta llegar a los biorreactores de 16 l.

Se tomaron 1.5 ml de muestra por duplicado cada tercer día para conteo celular. Estas se colocaron en tubos Eppendorf y se fijaron con lugol. Los conteos se realizaron en la cámara Sedgewick-Rafter (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007).

### *Cosecha y secado*

La cosecha se realizó esencialmente en dos etapas: 1) la filtración, para obtener una biomasa fresca, y 2) el lavado para eliminar el medio de cultivo residual y obtener la biomasa lista para ser consumida o secada.

Para el secado de la biomasa se utilizaron dos sistemas, el primero fue usando una liofilizadora marca Labconco, y el segundo fue un dispositivo para secado solar, elaborado *ad doc* que consiste en una repisa protegida con malla de mosquitero.

### *Determinación de la solubilidad proteica*

La solubilidad proteica (S), se expresa en porcentaje, de la siguiente forma: las soluciones acuosas que contenían 4% (p/v) de proteína fueron ajustadas a diferentes valores de pH (variando de 2,0 a 12,0), mediante la utilización de soluciones de NaOH 1,0 N y HCl 1,0 N. Las soluciones proteicas fueron sometidas a agitación durante 30 min y posteriormente, centrifugadas a 5000 rpm durante 30 min. El contenido proteico del sobrenadante se determinó a través del método de Lowry (Lowry *et al.*, 1951).

### *Actividad emulsificante*

La actividad emulsificante se determinó por el método de Yasumatsu *et al.*, adaptado. Se pesaron 7 g de peso húmedo de los cultivos, los cuáles se diluyeron en 100 ml de agua destilada y los valores de pH se ajustaron entre 2,0 y 9,0 (utilizándose soluciones de HCl 1,0 N y NaOH 1,0 N). Estas soluciones proteicas se agitaron durante 10 s, utilizándose un vortex a 15.000 rpm y posteriormente, se les adicionó 100 ml de aceite de maíz comercial y ser emulsificaron durante 120 s. Las emulsiones se centrifugaron a 2000 rpm por 10 min. La actividad emulsificante se calculó a través de la ecuación 1.

$$AEM= (Volumen\ final\ de\ la\ emulsión/Volumen\ inicial\ de\ la\ emulsión)*100 \quad (1)$$

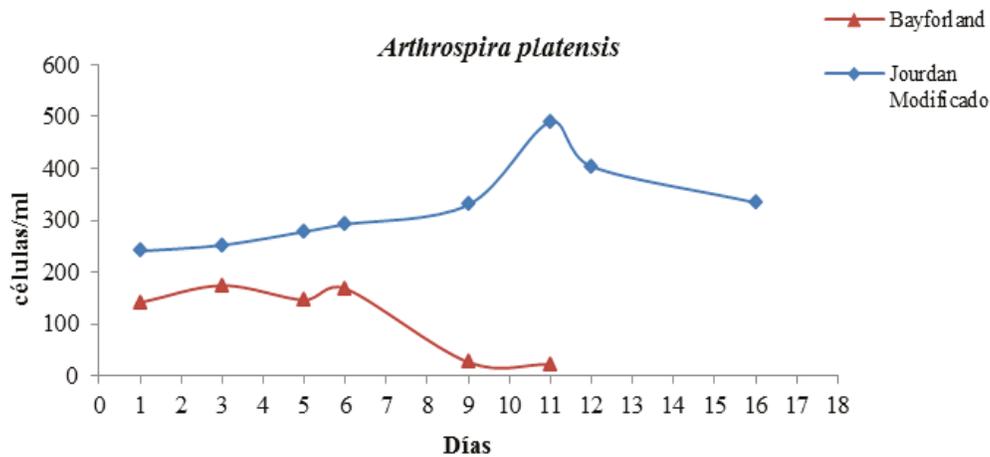
Por consideraciones sanitarias se realizó un análisis microbiológico de la biomasa en relación a bacterias aerobias en apego a la NOM-115-SSA1-1996 (NOM, 1996). Esta prueba demostró que la esterilización de la biomasa usando luz UV es determinante para disminuir la presencia bacteriana.

### *Procesamiento de la biomasa para consumo humano y análisis sensorial*

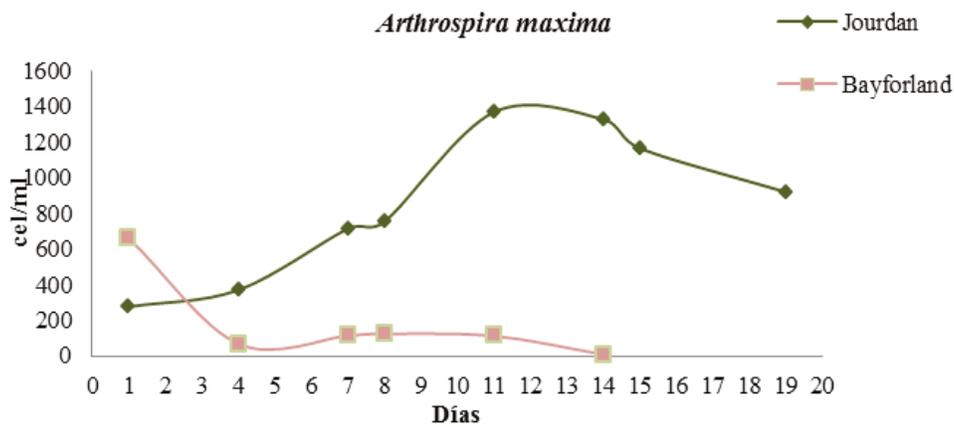
Se elaboraron barras tipo palanqueta utilizando como base el cereal amaranto y miel de abeja, se adicionó la biomasa seca de *Arthrospira* en proporciones de 20, 40 y 60%. Se realizó un análisis sensorial con la población estudiantil de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, UAMI.

## **Resultados**

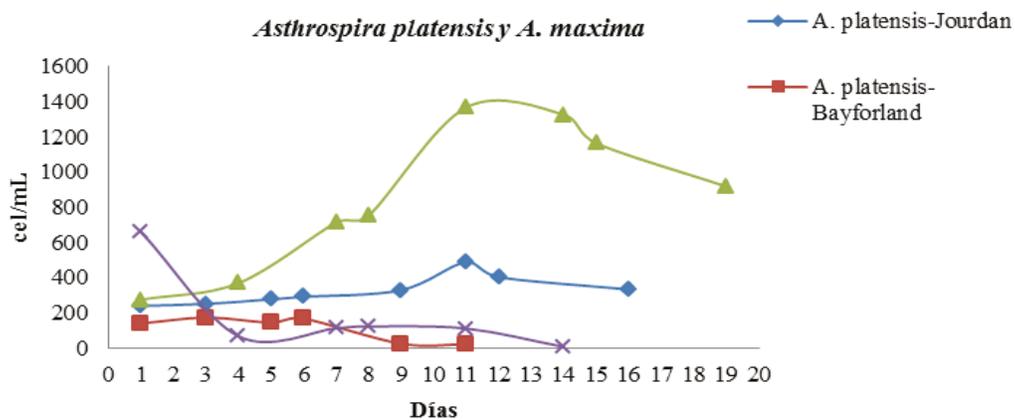
Las curvas de crecimiento de los cultivos de *Arthrospira máxima* y *A. platensis* en matraces de 250 ml y de 1 l se aprecian en la Figura 1, Figura 2 y Figura 3.



**Figura 1.** Curva de crecimiento de *Arthrospira platensis* en medios Jourdan, modificado y Bayfolan.



**Figura 2.** Curva de crecimiento de *Arthrospira maxima* en medios Jourdan, modificado y Bayfolan.



**Figura 3.** Curva de crecimiento de *Arthrospira platensis* y *A. máxima* en medios Jourdan, modificado y Bayfolan.

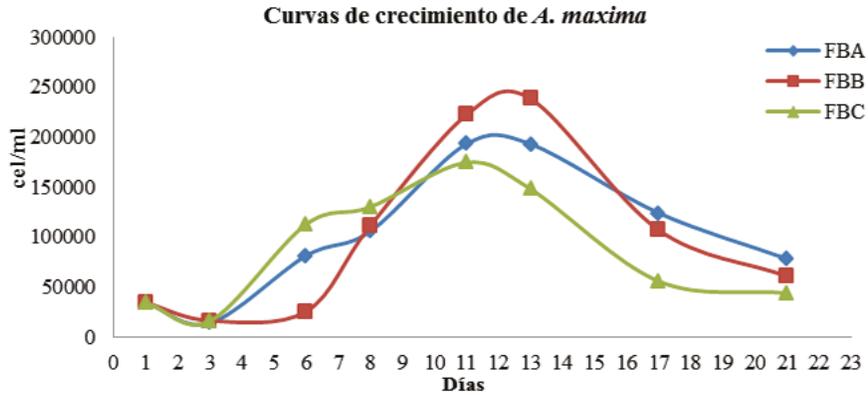


Figura 4. Curva de crecimiento de *Arthrospira máxima* en 3 fotobioreactores de 16 l (A, B y C).

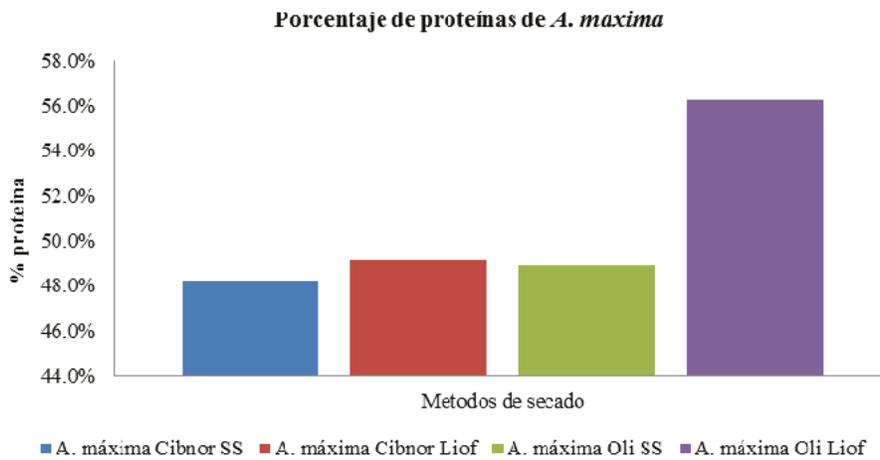


Figura 5. Contenido proteico entre la *Arthrospira máxima* y *A. máxima* CIBNOR secadas por liofilización (Liof) o por secado solar (SS).

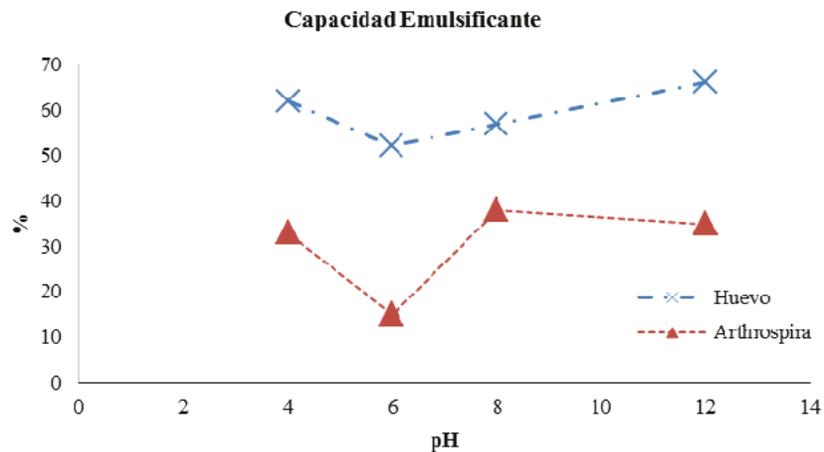


Figura 6. Se muestra el comportamiento de la actividad emulsificante a diferentes valores de pH.

### Análisis sensorial

El Cuadro 1 muestra las diferentes concentraciones de *A. máxima*, y concentraciones de los productos empleados en la elaboración del alimento y el Cuadro 2 los contenidos de proteína, lípidos y carbohidratos de las tres diferentes barras.

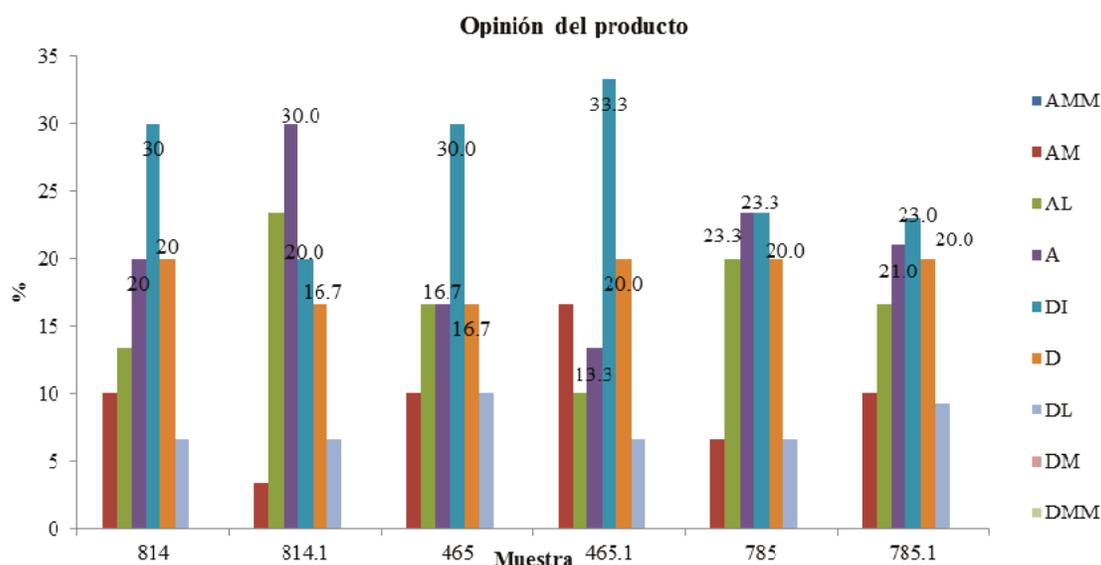
**Cuadro 1.** Porciones utilizadas para elaborar tres tipos de barras de cereal.

Componentes (Porción 23 G)	C1 (g)	C2 (g)	C3(g)
<b>Amaranto</b>	18.8	18.7	18.6
<b>Miel</b>	4	4	4
<b><i>Arthrospira</i></b>	0.2	0.3	0.4

**Cuadro 2.** Cantidad de proteína, lípidos y carbohidratos de tres diferentes barras de cereal; sumando la proteína del amaranto, miel y *Arthrospira*.

Barra	Prot (g)	Lip (g)	Carb (g)
<b>Concentración 1</b>	3.1	0.9	17.1
<b>Concentración 2</b>	3.0	1.6	14.5
<b>Concentración 3</b>	2.9	2.2	12

Resultados con base a la escala hedónica de 9 puntos (Figuras 7, 8 y 9) donde, (AMM= me agrada muchísimo, AM= me agrada mucho, AL= agrada ligeramente, A= me agrada, DI= me da igual, D= me disgusta, DL= me desagrada ligeramente, DM= me desagrada mucho, DMM= me desagrada muchísimo). Las muestras 814, 814.1, 465.1, 785.1 corresponden a concentraciones de 0.2g, 0.3g, 0.4g de alga respectivamente por cada porción (23g).



**Figura 7.** Se muestra el porcentaje de aceptación sobre la opinión en general del producto de diferentes muestras (814, 814.1, 465.1, 785.1).

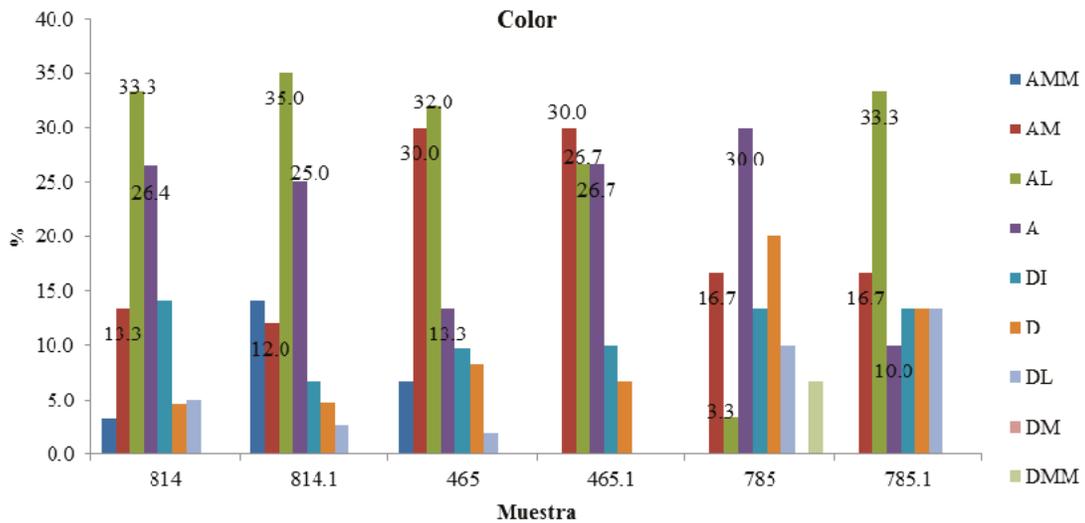


Figura 8. Porcentaje de aceptación de la coloración (verdosa) del producto de diferentes muestras.

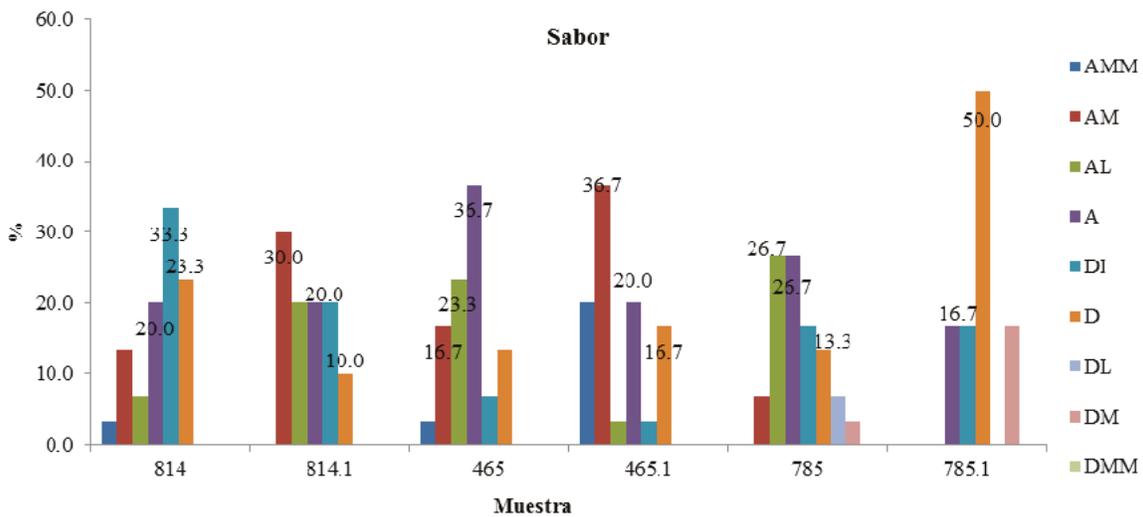


Figura 9. Se muestra el porcentaje de aceptación sobre el sabor de las diferentes muestras.

## Discusión

En el medio Jourdan modificado las especies *A maxima* y *A platensis* lograron un mayor número de células por mililitro que en el medio Bayfoland forte (Figura 1 y Figura 2). Sin embargo fue la especie *Arthrospira máxima* la que tuvo mejor crecimiento, presentó una fase de latencia de no más de 4 d, seguido de esto inició la fase exponencial en la que se mantuvo 6 d alcanzando su máximo crecimiento cerca del día 11 (Figura 2 y Figura 3). La *A. platensis* obtuvo también su máximo crecimiento celular cerca del día 11 (Figura 1y Figura 3), pero esta última con cerca de la mitad del número de células por mililitro que lo que se obtuvo con la *A. máxima*.

El medio Jourdan es un medio convencional modificado, por tanto fue más idóneo para su crecimiento a comparación del medio Bayfolan que es un fertilizante foliar, con requerimientos particulares que tal vez benefician más el crecimiento de microalgas eucariontes (Alcocer-Morales, 2012).

A partir de los resultados se decidió escalar a fotobioreactores de 16 l a la *A. máxima* seleccionando dos cepas de esta especie la proveniente del lago Chat en África (Figura 4) y la especie proveniente del lago de Texcoco en México.

La cepa que proviene del lago Chad tuvo una mayor concentración de proteína 56% (Figura 5) que fue incluso más elevado que el promedio reportado en otras investigaciones (Radmer, 2006), y fue mayor en el proceso de liofilizado. En la cepa de Texcoco el porcentaje proteico casi no varía entre un sistema de secado y otro.

La cepa que proviene del lago Chad (Oli), además de lo anterior tuvo una elevada eficiencia en producción de biomasa 5.43 g de peso húmedo/l, y la cepa de Texcoco (CIBNOR) 4.2 g de peso húmedo/l.

La actividad emulsificante fue aceptable, se presentó la una mayor actividad a pH 8 con un 39% (Figura 6); el huevo tuvo una actividad emulsificante del 58%, algunos agentes extrínsecos podrían mejorar la actividad funcional de la *Arthrospira* (Damodaran, 1997).

En el ámbito sensorial la discriminación de las muestras de alta y baja aceptabilidad era esperada; el grado de aceptación de cada muestra se ubicó en las secciones de amplitud de la escala hedónica en la que se evidencio la inclinación por el lado “positivo”, sin embargo es evidente que la muestra 814.1 que corresponde sobresale la amplitud de agrado con un 30% (Figura 7), En cuanto al color y sabor (Figura 8 y Figura 9) también se muestra preferencia hacia la muestra 814.1.

La formulación adecuada para el producto es el de la muestra 814 ya que fue la que tuvo mayores porcentajes de aceptación. El producto tendrá una mayor aceptación del consumidor si este conoce la estructura y el objetivo del producto ya que los consumidores que conocieron más afondo el producto tuvieron una mayor aceptación hacia él.

## Conclusiones

El cultivo de *Arthrospira platensis* es una alternativa viable por sus bajos costos y facilidad metodológica para la obtención de biomasa.

Los medios de cultivo Jourdan y Bayfoland forte son adecuados para *Arthrospira*, sin embargo Jourdan es mucho más eficiente.

La cantidad de proteína de *Arthrospira* así como las características funcionales mostradas por el producto lo hacen perfectamente apto para el consumo.

Las pruebas organolépticas indicaron que el producto fue aceptado favorablemente por los individuos que lo probaron.

## Bibliografía

- Abalde J., A. Cid, P. Fidalgo, E. C. Torres, Herrero. 1995. Microalgas: Cultivo y Aplicaciones. Universidad de Coruña, España. 210 pp.
- Alcocer-Morales C. 2012. Detección de actividad antibiótica en cultivos de microalgas en dos fases de crecimiento. Tesis de Especialidad en Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. 59 pp.
- Arredondo-Vega B. O., D. Votolina. 2007. Métodos y herramientas analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal. CIBNOR. 97pp.
- Badui S. 2006. Química de los Alimentos. Tercera edición. México D. F. Editorial Alhambra Mexicana. 648 pp.
- Cárdenas F., S. M. Gonzales, L. Travieso. 2001. Determinación de Vitaminas del Complejo B en *Arthrospira máxima* por cromatografía líquida de alta resolución. Instituto de Farmacia y Alimentos, Universidad de la Habana, Cuba. 13 pp.
- Chamorro G., M. Salazar, K. Gomes de Lima-Araujo, C. Pereira Dos Santos, G. L. F. Ceballos, Castillo. 2002. Actualización de la farmacología de *Spirulina (Arthrospira)*, un alimento no convencional. Archivos Latinoamericanos de Nutrición 52:232-240.
- Damodaran S. 1997. Food proteins: An Overview. *En: Food proteins and their applications*. Ed Marcel Dekker, Inc. New York, USA. 30 pp.
- Del Valle A. B. 2008. Cultivo de *Arthrospira platensis* (División Cyanophyta) a diferentes salinidades y Fuentes de nitrógeno como estrategia para modificar su composición bioquímica. Universidad de Oriente. 84 pp.



- Jourdan J. P. 2000. Cultivo artesanal de *Spirulina*, Le Castanet, F-30140-MIALET, Francia. pp. 12.
- Lowry O. H., N. J. Rosenbrough, A. L. Farr, R. J. Randall. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *Journal of Biology Chemistry* 193:265- 272.
- NOM. 1996. NOM-110-SSA1-1996, bienes y servicios. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México.
- Radmer R. 2006. Comercial applications of algae: opportunities and constraints. *Journal of Applied Phycology* 6:93-98.
- Ramírez M. L., L. Olvera. 2006a. Conocimientos del alga *Spirulina* (*Arthrospira*). *Interciencia* 31:1-5.
- Ramírez M. L., L. Olvera. 2006b. Uso tradicional y actual de *Spirulina* sp. (*Arthrospira* sp.). *Interciencia* 31:657-663.
- Vanthoor-Koopmans M., M. V. Cordoba-Matson, B. O. Arredondo-Vega, C. Lozano-Ramírez, J. F. García Trejo, M. C. Rodríguez-Palacio. 2014 Microalgae and cyanobacteria production for food and food supplements. *In: Biosystems Engineering: Biofactories for Food Production in XXI Century*. Ed. Ramon Guevara-Gonzalez and Irineo Torres-Pacheco. Ed Springer. 8:253-275.
- Vonshak A. 2002. *Spirulina platensis* (*Arthrospira*). *Physiology, Cell Biology and Biotechnology*. Taylor and Francis, Londres. 233 pp.
- Vonshak, A., A, Richmond. 1988. Mass production of the blue-green algae *Spirulina*: an overview. *Biomass* 15:233–247.

### 3.8 Usos del suelo y cambios de uso del suelo en los sistemas de producción de los municipios de Chiapas

Aguilar-Martínez Susana<sup>1</sup> y Paz-Pellat Fernando<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono A. C., Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, CP 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: [aguilar\\_susa@hotmail.com](mailto:aguilar_susa@hotmail.com)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo, Campus Montecillo, km 38.5, Carretera México-Texcoco, CP 56227, Texcoco de Mora, Estado de México.

#### Resumen

Los procesos de deforestación y degradación de los bosques por efecto de las actividades humanas constituyen una de las principales fuentes de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en México. En el Estado de Chiapas, las emisiones procedentes del sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSyS) suponen casi el 60% del total. Para comprender las causas que originan estos cambios, es necesario conocer las áreas donde se están produciendo estas dinámicas; para ello, se visitaron los 122 municipios del Estado; en cada Municipio se realizó una entrevista al área de fomento agropecuario y/o área de ecología. El análisis de los resultados, indica que el 88% de los municipios tienen como prioridad la producción de maíz y frijol para la subsistencia, 75% a la ganadería bovina, con el objetivo de ahorro; 33% café para subsistencia y ahorro; 14% frutales y 13% al cultivo de hortalizas, ambos con el objetivo de subsistencia. Esencialmente, los principales cambios de uso de suelo que se presentan, se dirigen a la transformación de la vegetación natural a cultivos de maíz, potreros y café; en segundo lugar el cultivo de maíz que se convierte en potreros y frutales; y en tercer lugar, el café que se convierte a cultivos de maíz y potreros. Las dinámicas que originan la transformación constante de los paisajes son la necesidad de obtener cultivos para consumo y venta, bajo rendimiento por erosión del suelo y plagas, y fluctuaciones de los precios en el mercado.

**Palabras clave:** deforestación, degradación, gases de efecto invernadero.

#### Abstract

The processes of deforestation and forest degradation by effect of human activities are the main sources of emissions of greenhouse gases (GHG) in Mexico. In the State of Chiapas, emissions from land use, land use change and forestry (USCUSyS) account for almost 60% of the total to understand the reasons for these changes, it is necessary to know the areas where these dynamics are occurring; for this is visited the 122 municipalities of the State; in each municipality was conducted an interview with the area of agricultural development and/or area of ecology. The analysis of the results indicates that 88% of the municipalities have priority as the production of corn and beans for subsistence, 75% to the bovine cattle, with the objective of saving; 33% coffee for subsistence and savings; 14% fruit trees and 13% to the cultivation of vegetables, both with the goal of livelihoods. Essentially, the major changes in land use that are presented, are directed to the transformation of the natural vegetation to corn crops, pastures and coffee; secondly the maize crop that becomes mainly in pastures and fruit trees; and thirdly, the coffee that is converted to corn crops and pastures. The dynamics that originate from the constant transformation of landscapes are the need to produce crops for consumption and sale, under performance by soil erosion and pest infestations, and fluctuations in prices in the market.

**Key words:** deforestation, depletion, greenhouse gases.



## Introducción

Los procesos de deforestación y degradación de los bosques por efecto de las actividades humanas constituyen una de las principales fuentes de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en México. En el Estado de Chiapas, las emisiones procedentes del sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSyS) suponen casi el 60% del total, que provienen principalmente de la deforestación y degradación forestal para la transformación de las tierras forestales a tierras agrícolas y pastizales para uso ganadero (PACCCH, 2012).

En las últimas décadas, el cambio del uso de suelo, de forestal a agrícola-pecuario, se ha llevado a cabo con una velocidad alarmante en todo el territorio estatal. Según el Programa Estatal de Ordenamiento Territorial (PEOT, 2005), de 1 405 578 ha cubiertas por selvas húmedas en 1975, sólo 54% permanecían como tal para el año 2000 (761 265 ha), mientras que 18% (253 986 ha) se habían convertido en pastos cultivados y 21% (300 317 ha) en vegetación secundaria. (Ramos, 2013).

Al examinar estos cambios que han sufrido los diferentes tipos de vegetación a partir de sus condiciones naturales, se observa que cerca de la mitad de la superficie estatal ha sido modificada intensamente y que, aproximadamente, menos de la tercera parte de la superficie permanece con vegetación primaria de bosques y selvas, distribuidas principalmente en las Áreas Naturales Protegidas, lo que proporciona una idea de la velocidad de las transformaciones por el cambio de uso del suelo y las afectaciones al ecosistema por las actividades humanas.

El escenario de deforestación muestra que de seguir con la misma tendencia, se podría llegar a una deforestación neta de entre 218 726 y 233 414 ha para el año 2016; revertir esta tendencia representa un gran reto para el Estado (PACCCH, 2012).

En el Estado de Chiapas, se han realizado estudios importantes sobre la dinámica alrededor de la deforestación y degradación de los bosques, enfocados al uso y cambio de uso del suelo, entre los que destacan los trabajos de Cortina (2007), quien realizó un estudio en los altos de Chiapas, empleando entrevistas a autoridades locales y jefes de familias en cinco ejidos, en donde fue posible identificar factores relacionados con la deforestación como la ocupación sectorial de la población, donde el crecimiento de la población ha dado lugar a una mayor demanda de tierras.

Castillo-Santiago (2010), realizó un “modelo de deforestación para el estado de Chiapas; se basó en el cambio de cobertura (estimación de la cantidad) y en el uso del suelo. Comparó la deforestación (cambio de uso del suelo) con factores auxiliares como el acceso (pendiente del terreno, distancia a caminos, distancia a poblados y distancia a zonas agrícolas o zonas previamente transformadas), fisiografía, Áreas Naturales protegidas (ANP’s), zonificación ecológica entre otros. Concluye que los caminos representan una variable de suma importancia, ya que es uno de los factores que facilitan la accesibilidad a las áreas forestales. La tendencia en el cambio de uso del suelo de acuerdo a su fisiografía mostró que las mesetas (37%) y los lomeríos (20%) fueron los tipos de relieve que presentaron los porcentajes de deforestación más altos, mientras que las llanuras, sierras y valles se mantuvieron entre 10 y 13%. En cuanto a los patrones de cambio de uso de suelo en las reservas, concluye que al interior de estas, el porcentaje de pérdidas es menor (3%) que fuera de ellas (15%).

GAIA (2012) (Grupo Autónomo para la investigación ambiental), realizó un análisis sobre las “Causas de deforestación y degradación de los bosques, en Chiapas”; este estudio se efectuó a partir de la identificación de causas directas y subyacentes; bajo la premisa de que aun cuando la causa directa de la deforestación dentro del Estado (57% del total de emisiones calculadas) es atribuible al cambio de uso del suelo para el establecimiento de sistemas agropecuarios; existen causas subyacentes que determinan la dinámica particular de este suceso. El análisis implicó la formulación de talleres de consulta a expertos, a través de los cuales se identificaron las causas subyacentes de la deforestación y degradación de los bosques bajo los siguientes ámbitos temáticos: a) deforestación, b) degradación, c) manejo y uso del territorio, d) gobernanza e institucionalidad y e) políticas públicas.

Paz (2012), en su Estudio de Factibilidad para el Mecanismo REDD+ en Chiapas; menciona que los factores que inciden en los procesos de deforestación y degradación forestal son de varios tipos (físicos, ambientales, socioeconómicos y difusos). En Chiapas, la deforestación y degradación forestal son procesos que suelen ir asociados. Las principales causas directas de la deforestación identificadas son el cambio de uso del suelo a usos agropecuarios, sobre todo para áreas de pasto y los incendios forestales, fundamentalmente a consecuencia de las actividades agropecuarias. En cuanto a las causas de la degradación se estima que la extracción de productos forestales sin planes de manejo (sobre todo madera y leña), las plagas y enfermedades, los incendios de superficie y el pastoreo, juegan un papel destacado en la degradación de los bosques del estado, pero en la mayoría de los casos no se dispone de datos precisos al respecto.

Covaleda *et al.*, (2014), realizaron un Diagnóstico sobre Determinantes de Deforestación en Chiapas, a nivel regional, haciendo énfasis en los procesos de cambio de uso de suelos de áreas críticas o *hotspots* (que incluyen a 17 municipios) estatales de deforestación, degradación forestal y regeneración y diagnosticar los determinantes de dichas dinámicas, a través de un acercamiento a la perspectiva de los productores; en la región altos se detectaron las dinámicas de deforestación por agricultura de subsistencia (agricultura migratoria bajo el sistema de roza-tumba-quema y sus variantes) y la degradación por extracción de leña; en la selva la deforestación por ganadería, y agricultura (palma africana), en la sierra la deforestación por ganadería y degradación forestal (roya del café).

Como se ha visto, la mayoría de los estudios realizados en cuanto a la dinámica de uso y cambio de uso del suelo en el estado, aportan resultados significativos; la mayoría de ellos realizados a través de análisis geográficos o aterrizados en zonas específicas o con grupos de expertos; sin embargo, con el presente estudio se pretende tener un acercamiento directo con los municipios a través del conocimiento de manera directa de la perspectiva de los productores en su territorio y de esta manera corroborar los resultados en campo que han tenido otras investigaciones. El trabajo se realizó siguiendo la dinámica planteada por Covaleda *et al.* (2014), ampliando la zona de estudio a los 122 municipios que tiene el Estado; con el objetivo de comprender cuáles son las causas de la deforestación y degradación de los bosques bajo la perspectiva municipal, para entender el proceso interno (personal/familiar) de toma de decisiones.

## **Materiales y método**

El método se clasifica en tres apartados: 1) la zona de estudio, 2) trabajo en campo y 3) gabinete.

### *Zona de estudio*

Chiapas se encuentra situado en el Sureste de la República Mexicana, entre los paralelos 14°32' y 17°59' de latitud Norte y los meridianos 90°22' y 94°14' de longitud Oeste. El Estado ocupa el décimo lugar en extensión territorial en todo el país (3.8% respecto del territorio nacional), abarcando una superficie de 73 670 km<sup>2</sup> (7.3 millones de ha), cuya característica es una variada topografía, que va desde el nivel del mar hasta los 4100 m s.n.m. y alberga unos 30 sistemas terrestres, dentro de las que predominan los sistemas de sierra y lomerío.

Dadas las características fisiográficas y de ubicación, el Estado presenta dos grupos climáticos: los templados húmedos ubicados principalmente en las elevaciones montañosas de las provincias fisiográficas de la Sierra Madre y el Macizo Montañoso de los Altos, y el resto del territorio los climas cálido húmedos.

La entidad está conformada por 7.3 millones de ha, distribuidas administrativamente en 122 municipios oficiales. La estructura agraria en la entidad descansa principalmente en manos de campesinos e indígenas, integrados en Ejidos y Comunidades agrarias que poseen cerca del 60% de la



superficie total del Estado. La extensión parcelada representa 2.4 millones de ha, lo que representa el 52% de la superficie estatal bajo propiedad, 1.79 millones de has (41%) se encuentran registradas como de uso común, y 0.18 millones de ha representan el 4% destinadas a otro tipo de uso.

Específicamente, 1.54 millones de ha de propiedad social tiene uso agrícola y las restantes 0.93 millones tienen otro uso. Así mismo, se tienen al menos 329.39 mil ha de uso común destinadas a la agricultura y 255 130 ha tienen pastos no cultivados, de agostadero o enmontada. Lo que da una suma de 2.124 millones ha de propiedad social destinadas a usos agropecuarios, es decir cerca del 49% mantiene sistemas de producción diferentes a los forestales (GAIA, 2012 y Villalobos-Sánchez, 2013).

### *Trabajo en campo*

El trabajo de campo se realizó durante los meses de noviembre-mayo del 2014, se visitaron los 122 municipios del Estado, empleando únicamente días laborables.

En cada Municipio, se realizó una encuesta cualitativa; de acuerdo a Vela (2001), con el objetivo de poner énfasis en la visión de los actores y en el análisis contextual en el que se desarrollan, centrándose en el significado de las relaciones socio-ambientales y socioeconómicas.

La entrevista se realizó en el área de fomento agropecuario y/o área de ecología de los Ayuntamientos de cada Municipio. La entrevista tuvo una duración en promedio de 1 h, se emplearon 40 preguntas correspondientes a los sistemas de producción, manejo de los sistemas de producción, objetivos de la producción, cambios de uso de suelo, motivos de los cambios de uso de suelo, programas de apoyo gubernamentales y de la sociedad civil.

### *Trabajo de gabinete*

Como primera fase se realizó una base de datos de la información recabada utilizando Excel, 2013 de Microsoft Office, para el análisis se empleó estadística descriptiva, y se empleó el análisis del discurso (o estudio del discurso) que analiza sistemáticamente el discurso escrito y hablado como una forma del uso de la lengua, como hecho de comunicación y de interacción, en sus contextos cognitivos, sociales, políticos, históricos y culturales.

En una segunda fase, se realizara el cruce de información, entre los programas públicos municipales, estatales y federales, tanto de desarrollo rural (agropecuarios), de conservación de los recursos naturales (Comisión Nacional Forestal –CONAFOR-), Comisión de Áreas Naturales Protegidas -CONANP-) y de población (Instituto Nacional de Estadística y Geografía –INEGI- y Consejo Nacional de Población –CONAPO-).

## **Resultados**

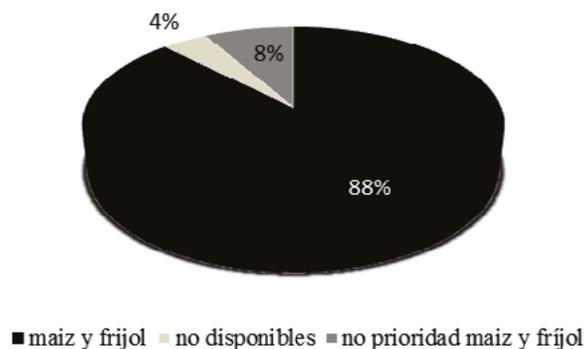
De los 122 municipios visitados, no se pudo contactar a cinco de ellos, (San Cristóbal de Las Casas, Reforma, Rodulfo Figueroa, La Grandeza y Tapachula), debido a que no había nadie disponible o se encontraba cerrada la Presidencia Municipal.

Los resultados se describirán en tres fases: 1) sistemas de producción principales y objetivos de la producción, 2) cambio de uso del suelo y causas que originan estos cambios y 3) programas de apoyos y subsidios.

### *Sistemas de producción principales*

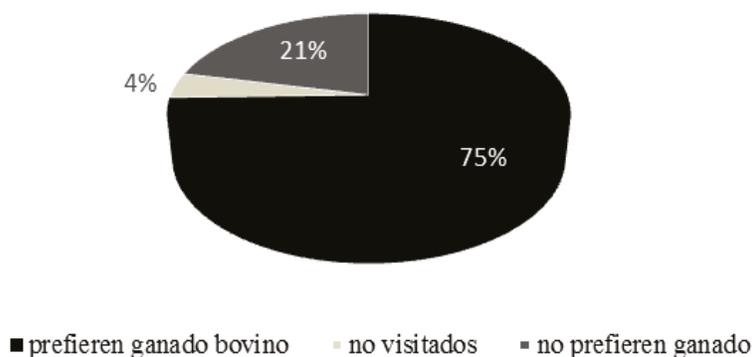
Los 118 municipios localizados producen maíz; 107 de ellos (88%) tienen como prioridad el cultivo de maíz con frijol (ya sea como cultivo asociado o en parcelas separadas), 10 municipios ven al maíz como cultivo complementario (8%) (Figura 1).

El maíz es de temporal, manual-convencional, utiliza la urea (fertilizante simple nitrogenado) como fertilizante principal, la mayoría es de roza tumba y quema (r-t-q).



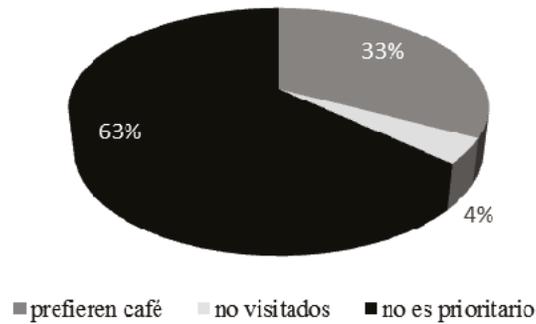
**Figura 1.** Principal cultivo en el Estado de Chiapas: maíz.

El segundo sistema de producción en importancia para los municipios del Estado, es la ganadería bovina. Para 91 municipios (75%), es la principal entrada de recursos económicos para el sustento de familia y ahorro; la ganadería se utiliza para venta en pie de cría, su manejo es extensivo o pastoreo libre (Figura 2).



**Figura 2.** Segundo sistema de producción principal en los municipios de Chiapas: ganadería bovina.

El tercer sistema de producción principal para el estado es el café, 40 municipios lo tienen como cultivo vital para vender, con el objetivo de subsistencia y en algunos casos para ahorro (Figura 3). El mayor porcentaje de producción es convencional, y en menor medida orgánico, con escasa o nula tecnificación.



**Figura 3.** Tercer sistema de producción principal para los municipios de Chiapas: Café.

Al cultivo de maíz, ganado y café le siguen la producción de frutales, 14% (17 municipios), (aguacate hass, limón, naranja chicozapote, manzana, jocote, entre otros), y el cultivo de hortalizas (repollo, lechuga, rábanos, tomate rojo, tomate verde, cebolla, entre otros). Los objetivos de ambos cultivos son para consumo y venta para subsistencia.

Los frutales son de temporal con poco o nulo manejo y las hortalizas son de riego por gravedad y temporal con uso de fertilizantes y herbicidas.

#### *Cambios de uso de suelo*

Esencialmente los cambios de uso de suelo que se presentan, se dirigen a la transformación de la vegetación natural a cultivos de maíz, potreros y café; el maíz ha sido el cultivo que se utiliza prioritariamente para el consumo de las familias chiapanecas. Algunas otras áreas con vegetación primaria, son reemplazadas directamente por la ganadería bovina, debido a que el ganado representa la principal fuente de ingresos económicos, utilizados para la subsistencia y ahorro para las familias pues no presenta mucha inversión para su manejo.

En tercer lugar se encuentra la degradación del bosque por la cafecultura, primordialmente en la sierra, altos y montañas del Norte; si bien el café se introduce en áreas boscosas y se aprovecha la sombra de éstos, también se desmonta con la finalidad de regular la sombra del café, y en algunos casos la introducción de árboles más adecuados para la sombra, como el chalum.

El cambio de uso de suelo que implica la transformación de las áreas de cultivo de maíz que se convierten en potreros y frutales. En el caso de maíz a potrero, el cambio ocurre debido a que después de que se desmontan estas áreas por r-t-q, y se le saca provecho a la fertilidad del suelo, esta superficie de cultivo de maíz es remplazada por potreros, que brindan a las familias rurales un ingreso económico para solventar sus necesidades básicas de alimentos, vestimenta y educación. El cambio de maíz a frutales, se ha dado por que al paso de los años, la fertilidad del suelo ha disminuido, y cada día se necesita mayor cantidad de insumos, haciendo que la producción ya no sea redituable; como se mencionó anteriormente el objetivo de la producción del maíz es para consumo, y la mayoría de los frutales que se siembran son para consumo, el excedente para venta que se utiliza como complemento para la subsistencia de las familias.

Respecto al cambio de uso del suelo para cultivo de café, se convierte en cultivos de maíz y potreros. En años pasados estos cambios se debieron al precio fluctuante del café y a la inestabilidad en el mercado; actualmente algunas áreas de cafetales son reemplazadas debido a la baja rentabilidad de la producción por la plaga de la roya; (cabe mencionar que este ciclo de producción el rendimiento

del café fue de aproximadamente 90%); como estas tierras aún son fértiles se aprovechan para cultivar maíz, y cuando la solvencia económica lo permite, se inducen a potreros.

En general; las dinámicas que originan la transformación constante de los paisajes son la necesidad de obtener cultivos para consumo y venta, (ingreso económico) para la subsistencia; el bajo rendimiento por erosión del suelo y plagas, y fluctuaciones de los precios en el mercado.

### *Programas de apoyos y subsidios*

Los principales programas de apoyo que reciben los productores de los municipios de la entidad Chiapaneca se enfocan al cultivo de maíz, ganadería y café (por orden de importancia), lo menos apoyados son árboles para reforestación, frutales, ganadería apícola y aves.

En el rubro de apoyos para el maíz, destacan los que facilitan la adquisición de fertilizantes (urea, principalmente), herbicidas como el paraquat, bombas aspersoras, y recurso económico en efectivo. Para ganadería bovina, destacan los apoyos por parte de los programas de La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), con ProAgro Productivo; Secretaría del Campo (SECAM) con Maíz Sustentable y el Municipio.

En ganadería, los apoyos son económicos y en especie, destacan los de SAGARPA: Progan Productivo, Infra estructura, equipamiento del repoblamiento y Sistema de Identificación Individual del ganado (SINIIGA); SECAM: canje de sementales, apoyo del barrido sanitario del ganado, infraestructura ganadera y Ayuntamientos municipales con muestreo de brucelosis y fiebre carbonosa.

Los apoyos sobresalientes en cuanto al café son los de SAGARPA, con plántulas de café para renovación, PROCafé impulso productivo al café; del Instituto del café en Chiapas (INCAFECH) que apoya con plántulas para renovación (catimor, garnica y oro azteca) y apoyo económico por productor que se encuentre inscrito en el padrón cafetalero; y la SECAM que otorga plántulas para la renovación de cafetales (costa rica, catimor y caturra) y patios de secado.

### **Discusión**

Los cultivos principales, que se producen en los municipios del Estado, fueron el maíz y la ganadería bovina, esto coincide con los datos arrojados por el INEGI, en donde el pastizal cultivado para potreros, representa el principal cultivo por superficie de ocupación (22%), seguido por el cultivo de maíz de temporal (27%) (Ramos, 2013). El campo chiapaneco ha entrado en una crisis profunda que se manifiesta en la baja producción y productividad de los cultivos más importantes; el dato relevante que se obtiene es que estos mismos cultivos que han sido los más importantes para la Entidad, para el consumo familiar (maíz, sustento de 300 mil productores y sus familias maíz) y las principales fuentes de ingreso (ganadería bovina y café), son las actividades que están suscitando mayores cambios de uso del suelo.

La toma de decisiones de los productores en cuanto a los usos del suelo son reconocidos como factores inmediatos, que se dirigen a bajos rendimientos de los cultivos, plagas y enfermedades como la roya en el café, el incremento de las cantidades que utilizan de insumos y sus precios, que resultan no costeados para los productores y tienden a buscar en otros tipos de productos los recursos para sostener sus necesidades básicas. Sin embargo, Paz (2012) y Covalada *et al.*, (2014), mencionan que existen factores externos que no se reconocen dentro del discurso de las entrevistas.

Los factores de los cuales se hacen mención son factores ambientales; factores socio-económicos y culturales como las normas de acceso y uso de los recursos naturales en las comunidades; factores difusos, relacionados con la posibilidad de acceso a mercados, distancias, restricciones para acceder a créditos y recursos financieros, presencia de áreas de reservas naturales; y políticas públicas.

Ramos (2013), menciona que la desmesurada y extensa deforestación, así como las prácticas inadecuadas de roza tumba quema y la ganadería extensiva, ocasionan que el suelo se pierda



velozmente por efectos de la erosión hídrica y las fuertes pendientes, los cuales, al estar desprovistos de la vegetación que protegía la débil capa de suelo, se pierde irreversiblemente. Menciona que las regiones montañosas del Estado, son suelos frágiles, que se usan permanentemente en la agricultura y ganadería, con los impactos adversos en la erosión y pérdida de suelos; y que por esta condición de fragilidad se deberían de evitar la pérdida de la base productiva para la biodiversidad que aún conserva Chiapas en sus bosques y selvas. Para ello, deben de originarse acciones que involucren los objetivos y medios de vida de los productores, relacionándolos con los factores internos y externos que promueven los cambios de uso de suelo, crear mejores estrategias de manejo, producción y mercado que incrementen los rendimientos y la recuperación del suelo. Y no la promoción de fertilizantes, plaguicidas y herbicidas que afectan gradualmente las propiedades químicas, físicas y biológicas de los suelos, alterando irreversiblemente muchas superficies agrícolas

El deterioro ambiental y los altos niveles de pobreza son dos de los principales retos que enfrenta el Estado. Entender la interacción entre ambas problemáticas es esencial para formular políticas que combinen de manera armoniosa objetivos sociales, económicos y ambientales (Bellato-Gill *et al.*, 2013); y no programas sectorizados e inflexibles que siguen orientados al uso intensivo de insumos incosteables a mediano y largo plazo para los productores, que no tienen un manejo, que no promueve el mejoramiento de la calidad del suelo, ni la sostenibilidad de los cultivos a periodos mayores, ni programas que apoyen únicamente a tres sistemas de producción (maíz, ganado bovino y café), los cuales son definitivos para el sostenimiento de los campesinos y la amenaza que desequilibra la producción ocasiona daños severos a la población, dejándolos vulnerables de uno de los principales sustentos, como lo que ha sucedido recientemente con el caso de la plaga de la roya que ha disminuido hasta un 90% del rendimiento.

## Conclusiones

Los principales cultivos que han remplazado áreas de vegetación primaria, son: el maíz a potreros, el café a maíz y potreros, y la ganadería bovina a palma y mango.

Los apoyos que reciben los productores básicamente son en fertilizantes y herbicidas; no se fomenta un manejo amigable con los recursos naturales, ni si quiera se promueven cultivos que puedan tener mayor rendimiento o mejores mercados; los programas de apoyo se enfocan a tres sistemas de producción: el maíz, el ganado bovino y el café; dejando muy agosta las posibilidades de desarrollo que puedan tener los productores; pues con esto, únicamente les alcanza para el consumo y a los menos, para obtener un ingreso que se utiliza como ahorro.

En los municipios del Estado no se fomentan procesos a largo plazo, que articulen los objetivos de los medios de vida de los productores, con los sistemas de producción amigables con el ambiente, ni el sostenimiento a largo plazo.

La dinámica municipal tiene un período de tres años, en donde las buenas propuestas se terminan y no tienen continuidad.

## Bibliografía

- Bellato-Gill L., R. Tinoco-Ojanguren, O. Grajales-Reyes. 2013. Pobreza y medio ambiente. *En*: La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas, México. pp. 71-82.
- Castillo-Santiago M. A. 2010. Modelo de deforestación para el Estado de Chiapas. Informe final Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística, El Colegio de la Frontera Sur y Conservación Internacional.
- Cortina H. S. 2007. Uso del suelo y deforestación en los Altos de Chiapas. Tesis de Doctorado. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México. pp. 77-117.
- Covaleda S., S. Aguilar, A. Ranero, I. Marín, F. Paz. 2014. Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas. Alianza México para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, USAID.

- GAIA. 2012. Construcción de una visión colectiva para la implementación de la estrategia REDD+ en el Estado de Chiapas. Causas de deforestación y degradación de los bosques. Puntos para la acción Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- PACCCH. 2012. Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. Secretaría del Medio Ambiente e Historia Natural, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. pp. 13.
- Paz F. 2012. Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Conservación Internacional, Kibeltik, Ambio, CODESU y Programa Mexicano del Carbono. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- PEOT. 2005. Programa de ordenamiento territorial del Estado de Chiapas. Secretaría de Planeación y Finanzas, Gobierno del Estado de Chiapas.
- Ramos S. 2013. Suelos: Conocimiento y Problemática. *En*: La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas, México. pp. 41-51.
- Vela P. F. 2001. Un acto metodológico básico de la investigación social: La entrevista cualitativa. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Sede México. El Colegio de México.
- Villalobos-Sánchez G. 2013. El contexto físico y su importancia para la preservación de la Biodiversidad. *En*: La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas, México. pp. 27- 40.



## 3.9 Inventario de gases de efecto invernadero en el estado de Chiapas

Paz-Carranza Alexandra I.<sup>1</sup> y Paz-Pellat Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Calle Chiconautla No. 8 Interior A., Col. Lomas de Cristo, CP 56230, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: alexandrappc91@gmail.com

### Resumen

El objetivo del inventario de gases efecto invernadero (GEI) es conocer la dinámica de las emisiones en el Estado de Chiapas con la finalidad de contar con una base sólida para realizar, a mediano y largo plazo, acciones de mitigación y adaptación al cambio climático. La información se analizó a nivel Municipio con base en las directrices del IPCC del 2006 y con métodos de abajo hacia arriba. Como una primera etapa, se realizó trabajo de campo visitando los 122 municipios del Estado. Se realizaron entrevistas en Ayuntamientos, para conocer la cantidad de basura que se genera y el manejo que se le da y, cantidades y manejo de aguas residuales en cada Municipio. El presente trabajo arroja primeras estimaciones de los datos recopilados en cada municipalidad en el sector Desechos y, compara la información obtenida en campo con la información que poseen las instituciones oficiales. En general, los municipios no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, ni rellenos sanitarios y los que existen no funcionan como tal o no cumplen con las necesidades que el Municipio demanda. Por otra parte, los municipios no cuentan con presupuesto para el mantenimiento de estas obras, por lo que han optado por otras medidas como, dejar de darle seguimiento y comenzar a usarlo como sitio no controlado, en el caso de rellenos sanitarios o, clausurarlo por completo, en el caso de las plantas de tratamiento.

**Palabras clave:** Sector desechos, plantas de tratamiento, IPCC, basura.

### Abstract

The objective of the inventory of greenhouse gases (GHGs) is to know the dynamics of the emissions in the state of Chiapas in order to have a solid basis of paragraph Perform, medium and long term actions to mitigate and adapt to change Climate. The information a municipality level with the base in the 2006 IPCC guidelines and bottom-up methods will be discussed. As a first step, field work was conducted visiting the 122 municipalities of the State. Interviews were conducted in municipalities, para know the amount of waste that is gender and management what is given and, quantities and wastewater management in each municipality. This paper throws first estimates of the data collected in each municipality in the area of waste and comparatively the information obtained in the field with the information they possess official institutions. In general, the municipalities without feature treatment Plants Wastewater and landfills or those that exist without as they operate or do not meet the demand that the municipality needs. Moreover, municipalities no air count for the maintenance of these works, which have opted for other measures such as, stop giving monitoring and start use as site without controlled, for landfill or budget close it completely, in the case of treatment plants

**Key words:** Sector waste, treatment plants , IPCC , waste

### Introducción

El Estado de Chiapas, considerado como uno de los más ricos en cuanto a flora y fauna a nivel nacional y mundial, está constituido por 122 municipios con una población de 4 796 580 habitantes, y

con una superficie territorial de 74 415 km<sup>2</sup>, siendo el octavo estado más grande en la República Mexicana con una superficie del 3.8% del total del país.

En la actualidad es un Estado gravemente impactado por los residuos sólidos municipales y las aguas residuales, así el presente resumen pretende dar un primer acercamiento de la generación de residuos sólidos y las principales problemáticas de los sitios de disposición final, como de las plantas de tratamiento de aguas residuales las cuales no cuentan con infraestructura y métodos que permitan prevenir la contaminación del aire, suelo y agua.

El objetivo principal del Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (IEGEI), es contar con una plataforma de trabajo que permita construir las directrices técnicas, así como una estrategia regional, implementada a través de medidas y proyectos prioritarios de mitigación y adaptación a la variabilidad y al cambio climático, que concederá al Estado tener las bases científicas para enfrentar los retos y aprovechar las oportunidades de estos nuevos escenarios. De igual manera, busca fortalecer las capacidades y la toma de decisiones de las instituciones regionales públicas.

Los objetivos particulares fueron: 1) dar un primer acercamiento a las estimaciones de generación de residuos sólidos municipales y 2) plantear diversas problemáticas de los sitios de disposición final y plantas de tratamiento residuales en el Estado de Chiapas.

## **Materiales y métodos**

La metodología para la realización del Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero está basada en las Directrices del IPCC para los sectores energía, procesos industriales y uso de productos (IPPU), Agricultura, Silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU) y desechos, con métodos de abajo hacia arriba (Niveles 2 o 3).

Los pasos para cumplir con el objetivo fueron: 1) salidas de campo en los 122 municipios para obtener datos del sector Desechos, 2) recopilación de datos de instituciones oficiales para los sectores Energía y Procesos Industriales y Uso de Productos, 3) primeras estimaciones del sector Desechos, 4) realización de cálculos en base las directrices del IPCC 2006, y 5) integración de los cuatro sectores.

Una vez terminada la etapa de salidas de campo se dan a conocer las primeras estimaciones con los siguientes datos recopilados en campo: comunidades/localidades a las que se les suministra el servicio, aparte de cabecera; cantidad de camiones para la recolección de basura; rutas y número de viajes al día; sitio de disposición final; tratamiento realizado a los residuos sólidos; y fotografías para corroborar la información recabada.

Un problema redundante es que el personal encargado de limpiar municipal o servicios públicos primarios no conocía, ni había hecho cálculo alguno para estimar las toneladas diarias que se recolectan en el Municipio. Dicho esto, se pretendió calcular las toneladas diarias con base en los viajes que hacen los camiones de recolección de basura.

El Instituto Nacional de Ecología (INE, hoy INECC), en el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012 y con base en el censo realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) “Censo Nacional de Gobierno 2011. Gobiernos Municipales y Delegacionales. Módulo 6: Residuos Sólidos Urbanos”, presenta tres características de los residuos sólidos urbanos que comúnmente son utilizadas para la planeación de necesidades de infraestructura (plantas de selección, estaciones de transferencia o rellenos sanitarios) que son la generación per cápita (gpc), el peso volumétrico (pv) y la composición.

Un dato importante para el cálculo de toneladas diarias generadas por Municipio es el peso volumétrico, la importancia de este parámetro radica en que es útil para dimensionar las unidades de recolección de residuos sólidos urbanos, siendo por ende un parámetro importante en la planificación del sistema de almacenamiento, recolección de residuos y disposición final.

Este parámetro varía dependiendo del tipo de región y por tamaño de Municipio según su número de habitantes, ya que estos factores están directamente relacionados con el consumo per cápita. Entre

menor sea el número de habitantes mayor es el consumo de generación de residuos orgánicos, por falta de industrias o supermercados que abastezcan de ciertos residuos sólidos como plásticos, cartón, papel, latas, etc., el cual genera más volumen que peso en  $1 \text{ m}^3$ . Explicado esto, se supone que entre mayor sea el número de habitantes menor es el peso volumétrico.

El peso volumétrico (pv) promedio ponderado generado por el INE en el 2012 es de  $153.12 \text{ kg/m}^3$  (valor ajustado al número de habitantes por tamaño de Municipio). Los datos disponibles de pv se presentan para el 25.44% de los municipios del país.

La Figura 1 y Figura 2 muestran las grafías con resultados finales de dicha instituciones y el promedio ponderado.

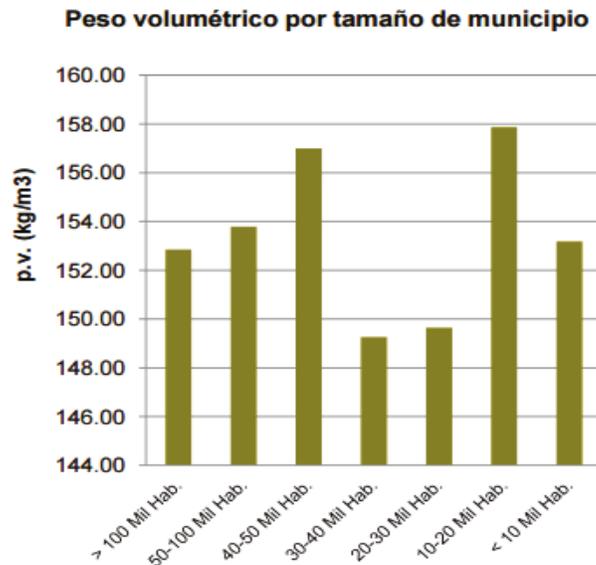


Figura 1. Peso volumétrico por tamaño de Municipio.

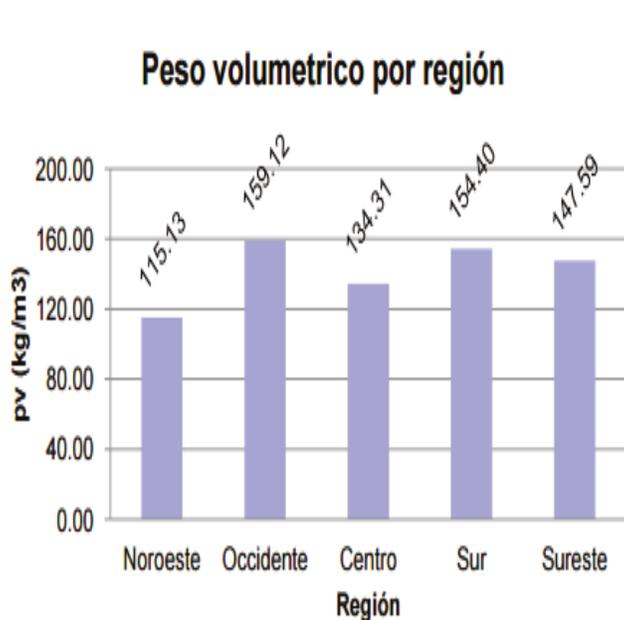


Figura 2. Peso volumétrico por región.

De igual manera, las normas mexicanas oficiales NMX-AA-015-1985 y NMX-AA-019-1985 presentan una serie de procedimientos para el cálculo del peso volumétrico ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) en cada sitio de disposición final o de igual manera, presenta la opción de realizar un muestreo de “n” números de sitios de “x” número de habitantes.

Por cuestiones de logística y tiempo, se utilizaron los resultados del INE para peso volumétrico por número de habitantes, en este caso, Sureste con  $147.59 \text{ kg}/\text{m}^3$ . Este dato se utiliza para calcular las toneladas que llevan los camiones de volteo utilizados en la recolección de basura.

Para estimar el peso volumétrico que lleva un camión compactador, se cuestionó a personal encargado de rellenos sanitarios, con experiencia en el campo y con evidencias de sus resultados. Se determinó que un compactador operado “correctamente” puede contener entre 400 y 450 kg por yarda cúbica, se menciona yardas ya que las etiquetas de dichas unidades muestran esta unidad. Convirtiéndolos a metros cúbicos da un aproximado de  $500 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

El Estado cuenta con información de la SEMAVI (2010), hoy en día Secretaría del Medio Ambiente e Historia Natural, e INEGI. No fue posible comparar los datos de estas dos instituciones con los levantados en campo ya que son estimados por generación per cápita y multiplicados por el total de habitantes, y los datos recolectados son estimados con los viajes realizados al día en cabecera y localidades/comunidades aledañas que son depositados en el sitio de disposición final, normalmente ubicado dentro de cabecera.

Personal responsable del área de limpia, comenta que las comunidades más retiradas se hacen cargo de su propia basura, la mayoría del tiempo sin ningún tratamiento ni control alguno en un sitio de disposición final.

## Resultados

En esta primer aproximación se obtuvo un promedio per cápita/hab/día de 0.3260 kg., muy por debajo del promedio per cápita que presenta la Secretaria del Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas de 0.865 kg., incluso el INE indica por región y número de habitantes 0.777 kg/hab/día la gpc por región sureste y, 0.549 kg/hab/día por tamaño de municipios y habitantes, considerando un promedio de habitantes del estado de Chiapas de 40 485 por municipio, tomando así el resultado del INE para municipios de entre 40 000 y 50 000 habitantes. Hace falta más información para dar un resultado definitivo a la primera estimación, pero se considera que la gpc publicada por la SEMAHN es muy elevada para el Estado de Chiapas.

### *Problemática con los sitios de disposición final*

En la actualidad en todos los municipios del Estado de Chiapas el manejo de los residuos sólidos municipales se ha llevado a cabo sin apego a la Normatividad existente en la materia, lo que ha ocasionado daños al ambiente y a la salud de los habitantes. En las localidades del Estado con mayor población, la disposición final de la “basura” se efectúa en tiraderos a cielo abierto, los cuales no cuentan con infraestructura y métodos que permitan prevenir la contaminación del aire, suelo y agua.

En los últimos años los residuos sólidos urbanos (RSU) y de Manejo Especial (RME) se han incrementado constantemente por el crecimiento demográfico, el desarrollo tecnológico y la cultura que se tiene, pero sobre todo por el cambio en los estilos de vida (hábitos de consumo) y la irresponsabilidad, dando lugar al nacimiento de un gran número de tiraderos a cielo abierto (TCA)

En Chiapas la gran mayoría de la generación, manejo y disposición de los RSU y RME se llevan a cabo en TCA. Este tipo de tiradero es inadecuado para la disposición final de los residuos sólidos, puesto que no cuentan con medidas de protección al ambiente. Los residuos se depositan sobre el suelo sin ningún control, ocasionando daños adversos al aire, suelo, al aspecto paisajístico y a la salud pública, principalmente.



Los sitios donde se deposita la basura se encuentran cercanos a ríos, arroyos, orillas de carreteras y cañadas, generando focos de infección y convirtiéndose hoy en día en unos de los problemas potenciales al que se enfrentan las localidades, regiones y entidades federativas.

La mejor solución para la disposición final de los residuos sólidos municipales es el diseño y construcción de rellenos sanitarios, pero muy pocas ciudades cuentan con tales instalaciones o las que los poseen no necesariamente operan en condiciones sanitarias adecuadas.

El relleno sanitario es vital para el ordenamiento de los sistemas de control de RSM, sus detractores, la población en general y grupos ecologistas, llegarán a aceptarlos si se demuestra que no generan problemas de contaminación ambiental. Para ello se requiere que sea una instalación controlada que confine tanto al biogás como a los lixiviados, evitando que puedan migrar más allá del sitio de confinamiento.

Son las obras de ingeniería las que definen a un relleno sanitario como un elemento que además de cumplir como confinamiento final y seguro, puede coexistir con su entorno sin deteriorarlo.

Los rellenos que se ubicaron en el Estado presentan los siguientes problemas: 1) derrame y filtración de lixiviados o sustancias tóxicas que pueden dar al suelo y mantos acuíferos, 2) proliferación de fauna nociva (ratas, zopilotes, cucarachas, entre otros), que son los principales transportadores de enfermedades, 3) desprendimiento de olores fétidos, debido a la descomposición de la basura en general, causante de la contaminación atmosférica y problemas de salud, 4) arrastres de residuos sólidos y sustancias peligrosas hacia las haciendas durante los periodos de lluvia, 5) falta de recursos financieros para la compra de maquinaria o el mantenimiento de ésta, 6) falta de capacitación para el buen funcionamiento, y 7) irresponsabilidad de parte de las autoridades municipales.

Al terminar los tres años de un Ayuntamiento, todo vuelve a empezar de cero, incluso los sitios de disposición final. Las personas encargadas que pertenecían a dicho Ayuntamiento, no dan capacitación ni documento alguno que mencione las reglas de operación.

Son pocos los municipios que a la hora de presentarse algún problema con el relleno sanitario tienen recursos destinados para la solución de dichos problemas.

### *Problemáticas de las plantas de tratamiento*

Las aguas residuales son materiales derivados de residuos domésticos o procesos industriales, los cuales por razones de salud pública y por consideraciones de recreación económica y estética, no pueden desecharse vertiéndolas sin tratamiento en lagos o ríos.

Mencionando esto, en las visitas a los 122 municipios del Estado se encontró que un gran número de municipios cuenta con plantas de tratamiento de aguas residuales pero están en completo abandono, inclusive nunca han funcionado y varias de las razones son: el alto consumo de energía de las bombas, lo cual resulta imposible de pagar para el Ayuntamiento, drenaje dañado que imposibilita el paso de las aguas residuales a la planta de tratamiento, falta de capacitación al personal encargado de las plantas, entre otras razones, por lo que estas aguas negras van directamente al río o arroyo. Estas aguas llevan consigo grandes cantidades de contaminantes que al no tener tratamiento previo a su vertido en los cuerpos receptores pueden traer severos daños al medio ambiente. Cuando el agua está contaminada algunas especies desaparecen mientras que otras se reproducen en exceso, además de que las aguas adquieren una apariencia y olor desagradable.

Si las aguas residuales no llevan un tratamiento adecuado antes de ser vertidas a los cuerpos receptores, estos contaminantes provocan enfermedades patógenas, alteran las propiedades del suelo por las filtraciones y alteran a los cuerpos de agua, en los últimos años han invertido grandes cantidades de dinero en la instalación de plantas de tratamiento que al paso del tiempo son abandonadas. Es necesario llevar a cabo revisiones de las obras instaladas así como capacitación constante del personal responsable.

## Conclusiones

Para el resultado final de los datos de generación de residuos sólidos es necesario hacer más estimaciones para disminuir la incertidumbre y abarcar todos los municipios por completo en su extensión territorial, por lo que será necesario apoyarse de otras técnicas para alcanzar estos objetivos como las normas oficiales mexicanas NMX-AA-15-1985 y NMX-AA-19-1985.

SEMAVI (2010), e INEGI, realizaron los cálculos tomando en cuenta diferente generación per cápita, para ello es indispensable ver las técnicas utilizadas para poder comparar y ver las causas de las diferencias notorias.

En la actualidad los sitios de disposición final están generando fuentes de focos de infección y convirtiéndose en uno de los problemas potenciales al que se enfrenta las localidades, regiones y entidades federativas.

Actualmente el manejo de los residuos sólidos y aguas residuales domésticas son de los principales problemas ambientales que enfrenta nuestro país, generado principalmente por el crecimiento demográfico y con ello el incremento del padrón de consumo. El estado de Chiapas cuenta con rellenos sanitarios y plantas de tratamiento de aguas residuales que no presentan los requerimientos técnicos necesarios de construcción y operación, lo cual ha causado problemas ambientales, que afectan a la población cercana a él y a sus entornos ambientales.

## Bibliografía

SEMAVI. 2010. Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo especial en el Estado de Chiapas. Subcomité Especial de Medio Ambiente y Ordenamiento Ecológico, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.



### 3.10 Desarrollo de escenarios de mitigación para intervención con políticas públicas asociadas a REDD+ y RETUS en Chiapas

Covaleda Sara<sup>1</sup>; Paz Fernando<sup>2</sup>; Ranero Alejandro<sup>1</sup> y Ramos Tatiana<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Ejército Nacional 31, Barrio Guadalupe, San Cristóbal de las Casas, CP 29250, Chiapas, México. Autor para correspondencia: scovalada@gmail.com

<sup>2</sup>GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Estado de México.

<sup>3</sup>Conservation International México A.C., Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

#### Resumen

La generación de escenarios de mitigación es una de las herramientas básicas que debe utilizar el gobierno para desarrollar sus políticas en relación a REDD+ y RETUS, ya que a partir de éstos es posible establecer metas de mitigación y estrategias de actuación. En Chiapas, a partir de los modelos de estados y transiciones desarrollados y análisis económico-financiero de las actividades de intervención se generaron escenarios de mitigación posibles para REDD+ y actividades agropecuarias (AP). En su conjunto los escenarios REDD+ y AP constituyen el escenario RETUS para Chiapas. El escenario REDD+ planteado abarca un total de 190 MtCO<sub>2</sub> y casi 2.4 millones de hectáreas, mientras que el escenario AP, en su conjunto supone un incremento de casi 48 MtCO<sub>2</sub> en una superficie de 1.7 millones de hectáreas (considerando los almacenes de biomasa viva y 30 cm superiores de suelo). Para el escenario REDD+ la región que presenta un mayor potencial de mitigación es la Selva Maya, seguida de la región Altos y Sierra Madre. En el escenario AP, las regiones con mayor potencial para incrementar los almacenes de carbono a través de prácticas agrícolas y pecuarias mejoradas serían la Sierra Madre, Selva Maya y Selva Zoque. Considerando un precio del bono de carbono de US\$ 10/tCO<sub>2</sub> los valores ascienden a US\$ 1,902 millones para el caso del escenario REDD+ y US\$ 476 millones para el escenario AP. Colocando el 50% de los bonos se cubren los costos del sistema.

**Palabras clave:** desarrollo rural sustentable bajo en carbono, estrategias REDD+ y RETUS, costos de oportunidad, bonos de carbono.

#### Abstract

The generation of mitigation scenarios is one of the basic tools that Governments should use to develop policies related with REDD + and RETUS, and to establish mitigation goals and strategies. In Chiapas, mitigation scenarios for REDD+ and agricultural activities (AP) were generated using States and Transitions Models and information from the economic-financial analysis of the selected activities. The REDD+ and AP scenarios constitute the RETUS scenario for Chiapas. The proposed REDD + scenario encompasses 190 MtCO<sub>2</sub> and nearly 2.4 million hectares, while the AP scenario represents an increment of nearly 48 MtCO<sub>2</sub> in an area of 1.7 million hectares (considering living biomass and soil-30 cm- carbon stocks). The Selva Maya region presents the highest REDD+ potential, followed by Los Altos and Sierra Madre regions. In the AP scenario, the regions with the highest potential to increase carbon stocks through the implementation of improved agricultural and cattle ranching activities are Sierra Madre, Selva Maya and Selva Zoque. Considering a carbon credit price of US \$ 10/tCO<sub>2</sub> the market value of the REDD+ scenario is about US\$ 1,902,000 and US\$ 476 million for the AP scenario. Selling 50% of the carbon credits costs are covered.

**Key words:** low carbon rural development, REDD+ and RETUS strategies, opportunity costs, carbon credits.

## Introducción

Según el IEGEI (Inventario estatal de gases de efecto invernadero) en Chiapas el sector USCUS (Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura) contribuyó en 2005 con el 57% de las emisiones totales de GEI (28 161.08 GgCO<sub>2</sub>e), siendo la principal fuente de emisiones, seguido del sector agropecuario, con el 19%, así que, conjuntamente, las actividades desarrolladas en el sector rural suponen un 76% del total de emisiones, correspondiendo el 2 % restante a los sectores de energía, residuos y procesos industriales (PACCCCH, 2012). Estos datos dan una idea de la importancia de la planeación de estrategias encaminadas a establecer economías bajas en carbono en el sector rural chiapaneco.

El estado de Chiapas es uno de los estados considerados en las Áreas de Acción Temprana de la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) y uno de los estados pilotos de la Iniciativa de Reducción de Emisiones Nacional. Además, el estado es miembro del GCF (*Governor's Climate and Forest Task Force*) y ha firmado la Declaración de Río Branco, en la que los estados firmantes se comprometen a reducir la deforestación en un 80% para el año 2020. En este contexto, es vital que Chiapas genere políticas públicas efectivas en relación a la mitigación de emisiones en el sector AFOLU (Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo).

Por ello, en este trabajo se proponen escenarios de mitigación regionalizados para el estado de Chiapas, como herramienta básica a utilizar por el gobierno estatal para desarrollar sus políticas en relación a REDD+ y RETUS, ya que a partir de éstos es posible establecer metas de mitigación y estrategias de actuación regionales.

### *Escenarios de mitigación para el sector AFOLU en Chiapas*

#### *Insumos utilizados*

Los insumos básicos necesarios para la construcción de escenarios de mitigación son: a) información de la dinámica del carbono; b) análisis económico-financieros de los diferentes usos del suelo; c) superficies asociadas a los diferentes usos del suelo.

Por ello, en cuanto a la dinámica del carbono en las distintas regiones se emplearon los modelos de estados y transiciones desarrollados por Covalada *et al.*, (2010) y actualizados en Paz *et al.*, (2012). Los análisis económico-financieros de los estados (actividades productivas/ usos del suelo) asociados a dichos modelos y las superficies calculadas para cada tipo de vegetación/ actividad productiva fueron tomadas de Paz *et al.*, (2012) que desarrollaron escenarios de mitigación potenciales para todo el estado de Chiapas.

Los costos asociados a reducir la deforestación y degradación forestal y/o aumento de las reservas de carbono se pueden clasificar en tres categorías: a) costos de oportunidad (derivados de los costos asociados por usos alternativos del suelo a los que se renuncia al elegir una opción específica); b) costos de implementación (costos de inversión y operación asociados a la implementación de un proyecto específico de uso del suelo); c) costos de transacción (costos necesarios para establecer y gestionar un programa REDD+ o RETUS).

La información de costos de oportunidad fue tomada de Paz *et al.*, (2012). Respecto a los otros costos de REDD+ (implementación y transacción), se hicieron estimaciones con base en lo expuesto en Boucher (2008) y White y Minang (2011).

#### *Planteamiento de escenarios de intervención*

En el escenario de REDD+ se diferenciaron los siguientes componentes: a) deforestación evitada; b) degradación evitada; c) incremento de los almacenes de carbono (incluyendo recuperación de bosques

secundarios e implementación de las actividades productivas: producción de café orgánico y acahual mejorado); d) manejo forestal sustentable. El componente de conservación se incluye como estrategia en deforestación, degradación evitada e incremento de los almacenes de carbono.

En el escenario AP (usos agropecuarios) los componentes que se diferenciaron fueron: a) implementación de prácticas agrícolas sustentables: maíz intercalado con árboles frutales (MIAF) y labranza de conservación; b) implementación de prácticas ganaderas sustentables: establecimiento de sistemas silvopastoriles, con liberación de espacio ganadero para el establecimiento de plantaciones comerciales.

Para la construcción de escenarios de mitigación se utilizó la regionalización del estado de Chiapas empleada por Paz *et al.*, (2012), donde las regiones identificadas se caracterizan por su dinámica de uso del suelo, la cual está relacionada con la dinámica del carbono.

En cada caso se consideró una línea base con una meta de mitigación (Cuadro 1) para calcular el potencial de mitigación y el costo de oportunidad promedio para el caso de una tasa de interés (TIR) del 12%, con subsidio y sin subsidio. Por último el horizonte temporal de los escenarios fue hasta 2020 (periodo 2013-2020) para facilitar su relación con las fuentes de financiamiento existentes.

**Cuadro 1.** Componentes y metas de los escenarios de mitigación planteados para Chiapas.

Escenario	Componente	Meta
REDD+	Deforestación	Evitar la deforestación en las superficies con riesgo de deforestación (según el modelo de deforestación de Castillo <i>et al.</i> , 2010).
	Degradación	Evitar la degradación esperada en el periodo 2013-2020 en caso de continuar la tendencia actual (pérdida anual de bosques conservados: 3%, según el PACCCH, 2012).
	Manejo forestal sustentable	Incrementar en 47 000 ha la superficie forestal con plan de manejo aprobada (meta del Plan de Desarrollo Chiapas Solidario 2007-2012; Gobierno de Chiapas, 2007).
	Incremento de los almacenes*	Recuperación del 50% de la superficie de bosques degradados. Incremento de los almacenes de carbono en el 50% de la superficie de bosques degradados.
AP	Prácticas agrícolas	Implementar sistemas de labranza de conservación y MIAF en toda la superficie apoyada por PROCAMPO en Chiapas.
	Prácticas ganaderas	Establecimiento de sistemas silvopastoriles en el 80% de la superficie apoyada por PROGAN en Chiapas.
		Establecer plantaciones forestales comerciales** en la superficie liberada por la ganadería al establecer sistemas silvopastoriles (20% de la superficie apoyada por PROGAN).

\* Incremento de los almacenes forestales (contexto de REDD+) no incluye actividades A/R (forestación/reforestación)

\*\* Actividades A/R

En su conjunto los escenarios REDD+ y AP constituyen el escenario RETUS para Chiapas.

### *Potencial de mitigación/incremento de almacenes y superficies consideradas en los escenarios*

El escenario REDD+ abarca un total de 190 MtCO<sub>2</sub> y casi 2.4 millones de hectáreas, mientras que el escenario AP, en su conjunto supone un incremento de casi 48 MtCO<sub>2</sub> en una superficie de 1.7 millones de hectáreas. Para el escenario REDD+ la región que presenta un mayor potencial de mitigación es la Selva Maya, seguida de la región Altos y Sierra Madre. En el escenario AP, las

regiones con mayor potencial para incrementar los almacenes de carbono a través de prácticas agrícolas y pecuarias mejoradas serían la Sierra Madre, Selva Maya, y Selva Zoque (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Potencial de mitigación/incremento de almacenes y superficie regional de los escenarios REDD+ y AP planteados para el estado de Chiapas (periodo 2013-2020).

Región	REDD+		AP	
	tCO <sub>2</sub> (miles)	Superficie	tCO <sub>2</sub> (miles)	Superficie
Selva Maya	55 456.4	677 744.1	10 201.18	329 739.23
Selva Zoque	15 517.3	246 618.5	8119.82	244 882.33
Soconusco	6572.8	92 564.5	3067.78	94 921.49
Llanura Costera	5456.1	84 654.9	4766.58	136 231.64
Depresión Central	7407.6	104 185.2	4147.55	292 370.94
Montañas del Norte	11 566.6	154 498.4	2230.23	78 498.25
Altos	44 724.1	525 537.5	4118.33	184 879.71
Sierra Madre	43 496.6	504 650.8	10 970.44	369 181.40
Total	<b>190 197.4</b>	<b>2 390 453.9</b>	<b>47 621.9</b>	<b>1 730 705.0</b>

#### *Beneficio/costo de REDD+ en Chiapas en función de los escenarios planteados*

Para los escenarios de mitigación planteados, se consideró un precio del bono de carbono de US\$ 10/tCO<sub>2</sub> (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Valor de mercado (US\$) para el periodo considerado, de los escenarios REDD+ y AP considerando un precio del bono de carbono de 10/tCO<sub>2</sub>.

REDD+	AP
1 901 973 788.6	476 219 119.1

La información presentada en el Cuadro 3 muestra que a un precio de US\$ 10/tCO<sub>2</sub> el escenario REDD+ tiene un valor de mercado de US\$ 1902 millones y el escenario RETUS de US\$ 476 millones.

#### *Costos asociados a los escenarios de mitigación planteados*

En el Cuadro 4 se muestran los costos de los escenarios REDD+ y AP para el caso sin subsidio y con subsidio. Para los costos de implementación y transacción se tomó la opción más barata y la más cara, con el fin de tener un panorama amplio. En cualquier caso, hay que tener en cuenta que las estimaciones de los costos de implementación y transacción se basaron principalmente en datos tomados a escala de proyecto (Boucher, 2008; White y Minang, 2011), por lo que es posible que a escalas jurisdiccionales puedan reducirse dichos valores.

**Cuadro 4.** Costos asociados a los escenarios REDD+ y AP (periodo 2013-2020).

Escenario	CO <sub>ss</sub> US \$	CO <sub>cs</sub> US \$	OT <sub>mínimo</sub>	OT <sub>máximo</sub>
REDD+	170 156 740.8	168 188 513.1	76 494 525.6	286 854 471.0
AP	-	-	47 621 911.9	207 684 599.0

CO: Costos de oportunidad; ss: Sin subsidio; cs: con subsidio OT: otros costos (costos de implementación y de transacción); -: Costos de oportunidad negativos



En cualquier caso, la magnitud de los costos en relación a los ingresos por ventas de bonos de carbono depende del porcentaje de ventas que se alcance. Para mostrar este efecto, en el Cuadro 5 se presentan tres posibilidades de porcentaje de ventas alcanzados para la opción de costos totales mínimos y máximos en cada escenario.

**Cuadro 5.** Cobertura de los costos asociados a los escenarios de mitigación en función de la proporción de la venta de bonos de carbono (periodo 2013-2020).

Escenario	Costos	US\$ 10/tCO <sub>2</sub>		
		100% venta	50% venta	10% venta
REDD+	456 027 098	100%	100%	41.7%
	245 667 152	100%	100%	77.4%
AP	207 684 599	100%	100%	77.1%
	47 621 912	100%	100%	100%

Como se observa en el Cuadro 5, si se vende únicamente el 10% de los bonos, los costos serían demasiado elevados en todos los casos y con los beneficios obtenidos no se alcanzaría a cubrirlos al 100% en la mayoría de los casos, sin embargo, colocando el 50% de los bonos, en todos los casos se cubren los costos del sistema. Es importante señalar que bajo la consideración de economías de escala a nivel estatal, estos costos pueden reducirse fuertemente.

## Conclusiones

El planteamiento de escenarios de mitigación en esquemas jurisdiccionales es fundamental para evaluar, por una parte, la posibilidad de alcanzar metas pre-establecidas o para tener datos que permitan establecer metas alcanzables y, por otra parte, para conocer los costos o el balance costos/beneficios de diferentes alternativas de actuación, con el fin de poder tomar decisiones de política pública informadas y con mayores garantías de éxito.

## Bibliografía

- Boucher D. 2008. Out of the Woods: A realistic role for tropical forests in curbing global warming. Washington: Union of Concerned Scientists. [http://www.ucsusa.org/assets/documents/global\\_warming/UCS-REDD\\_Boucherreport.pdf](http://www.ucsusa.org/assets/documents/global_warming/UCS-REDD_Boucherreport.pdf). 33 pp.
- Castillo M. A., B. H. J. de Jong, V. Maldonado, F. Rojas, M. Olgún, V. de la Cruz, F. Paz, G. Jiménez. 2010. Modelo de deforestación para el estado de Chiapas. Informe técnico preparado para Conservación Internacional México A.C.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. Reporte de estancia postdoctoral en El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. S.C.L.C., Chiapas, México.
- Gobierno de Chiapas. 2007. Plan de desarrollo Chiapas Solidario 2007-2012. <http://ordenjuridico.gob.mx/Publicaciones/CDs2011/CDPaneacionD/pdf/CHISLEY05.pdf> (Consulta: julio, 16, 2012)
- PACCCH. 2012. Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf>
- Paz F., S. Covaleda, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong, J. Etchevers. 2012. Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Informe técnico preparado para Conservation International Mexico. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- White D., P. Minang. 2011. Estimación de los Costos de Oportunidad de REDD+. Manual de capacitación. Versión 1.3. Banco Mundial. Washington D.C., Estados Unidos de América.

### 3.11 Análisis de Ciclo de Vida para estimación de emisiones de gases de efecto invernadero por la producción de trigo en Sonora

Lares-Orozco María F.<sup>1</sup>; Robles-Morúa Agustín<sup>1</sup>; Yépez Enrico A.<sup>1</sup> y Garatuza-Payán Jaime

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 8500, Cd. Obregón, Sonora.  
Autor para correspondencia: fernanda.lares@gmail.com

#### Resumen

Al reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de las actividades productivas se contribuye a mitigar el cambio climático disminuyendo la magnitud de los impactos futuros sobre sistemas naturales y socioeconómicos. El óxido nitroso es uno de los más importantes GEI y la agricultura representa su fuente antropogénica más grande. En el Estado de Sonora, la agricultura representa el 17% de las emisiones de GEI comparado con el 7% a nivel nacional. Actualmente se desconoce la aportación de emisiones que genera la intensiva producción de trigo en el Estado, lo cual limita la posibilidad de desarrollar estrategias de mitigación específicas para esta región. Este trabajo utiliza la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para evaluar los impactos ambientales asociados a todas las etapas de la producción del trigo. Utilizando bases de datos internacionales, así como información proporcionada por asociaciones de agricultores locales se realizó el ACV de la producción de trigo con diversas prácticas agronómicas convencionales e innovadoras para el ciclo 2013-2014. Los resultados del análisis muestran que a lo largo del ciclo de vida de la producción de trigo, en promedio el 83% de las emisiones de GEI provienen del uso de fertilizantes, principalmente debido a la energía necesaria para su producción, y posteriormente a las actividades de labranza. Así mismo los resultados sugieren que las estrategias de producción innovadoras pueden reducir hasta en 27% las emisiones de la fertilización, en 94% las emisiones de la labranza y un 36% de las emisiones totales.

**Palabras clave:** Valle del Yaqui, mitigación GEI, PEACC, potencial de calentamiento global.

#### Abstract

A reduction in greenhouse gas (GHG) emissions from productive activities can contribute to climate change mitigation by diminishing the future impacts on natural and socioeconomic systems. Nitrous oxide is one of the most important GHG and agriculture represents its main anthropogenic source. In the state of Sonora, agriculture accounts for 17% of the GHG emissions compared to the 7% this activity represents in the country. In the present time, the account of emissions that intensive wheat production systems in the state contribute to the inventories is unknown. This situation restrains the development of specific mitigation strategies for this region. This work presents a Life Cycle Assessment (LCA) to analyze the environmental impacts associated to all the stages in wheat production. Using international databases combined with information from the main local agricultural associations, an LCA of wheat production systems with different conventional and innovation strategies was conducted for the 2013-2014 cycle. The results show that along the life cycle of wheat production, an average of 83% of the GHG emissions come from the use of inorganic fertilizers, mainly due to the energy required for its production. Other important point of generation was the tillage activities. The analysis suggests that the implementation of innovative production strategies can reduce GHG emissions up to 27% in fertilization, 94% in tillage and 36% of the system total emissions.



**Keywords:** Yaqui Valley, GHG mitigation, PEACC, global warming potential.

## Introducción

Actualmente, la comunidad científica internacional reconoce que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de origen antropogénico han aumentado dramáticamente y éstas han ocasionado cambios en el sistema climático (IPCC, 2015). Las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso han incrementado considerablemente en las últimas décadas hasta llegar a ser las más altas en la historia humana (49 GtCO<sub>2</sub> eq/año en el 2010) (IPCC, 2013). Estos GEI antropogénicos son considerados la principal aportación al aumento de energía en el sistema climático.

Derivado de esto se observan cambios evidentes como el incremento de temperatura en la atmósfera y el océano, la disminución en la cantidad de nieve y hielo, el aumento en el nivel del mar y los cambios en el ciclo hidrológico a nivel global (IPCC, 2013).

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es uno de los más importantes gases de efecto invernadero y la agricultura representa la más grande fuente antropogénica (Bouwman *et al.*, 2002; IPCC, 2013; Reay *et al.*, 2012), siendo la aplicación de fertilizantes nitrogenados la principal actividad generadora (Adom *et al.*, 2012; Ahrens *et al.*, 2008; Matson, 2012). Sin embargo otras actividades a lo largo de la cadena de producción de los sistemas productivos generan importantes cantidades de emisiones de gases de efecto invernadero. Kim *et al.*, (2009) identificaron que la producción de fertilizantes representaba el 30% del total de la energía fósil utilizada en los procesos de generación de biomasa asociada a las actividades agrícolas. Meisterling *et al.*, (2009) identificaron que el transporte de los productos agrícolas puede representar una importante fuente de emisiones GEI. En su estudio compararon una producción de trigo orgánica contra una convencional y observaron que al transportar el producto orgánico 420 km más, el impacto de emisiones de ambos se igualaba. Es entonces necesario ampliar el panorama de estudio al analizar los impactos ambientales y las emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura, para poder así identificar otras fuentes y posibles estrategias de mitigación.

Debido a los compromisos internacionales adquiridos por México en materia de Cambio Climático, en el 2012 se promulgó la Ley General de Cambio Climático, la cual establece que los gobiernos estatales deberán cuantificar sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Además, deberán de formular estrategias de respuesta con acciones de mitigación y adaptación ante el cambio climático por medio de la elaboración de los Planes Estatales de Acciones ante el Cambio Climático (PEACC). Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de las actividades agrícolas representan 12.3% del total nacional, en Sonora este porcentaje asciende al 17.5% destacando la importancia que toma este sector para el desarrollo estatal. Este inventario a escala estatal enfatiza las emisiones directas por la fermentación entérica, manejo de estiércol, suelos agrícolas y quema agrícola, de acuerdo a la metodología para la elaboración de inventarios nacionales de las guías del IPCC (Tejeda-Martínez y Conde-Álvarez, 2008), pero no sectoriza las emisiones de GEI por regiones, temporadas, tipo de cultivo y técnicas agrícolas.

Sonora es el principal productor de trigo en México. Alrededor de 305 000 ha irrigadas se siembran cada año produciendo más de 2 millones de t, 62.2% del total nacional. El Valle del Yaqui es uno de los más grandes distritos de riego en México. Localizado en el Sur del Estado de Sonora, es un valle irrigado dentro de la cuenca del Río Yaqui. Desde 1945 el Valle del Yaqui, ha sido una importante área de estudio a nivel internacional para la producción de trigo y es conocida como la cuna de la revolución verde. Su importancia ecológica recae en que es representativo del 40% de los ambientes donde se produce trigo en países en desarrollo (Fischer *et al.*, 2014). Cada año en esta región se siembran aproximadamente 160 000 ha de trigo, con rendimientos cercanos a las 7 t/ha, representando la principal actividad productiva de la región. Sin embargo, se desconoce la aportación de emisiones de GEI que genera esta actividad al Inventario Estatal, y su cuantificación representaría una contribución al desarrollo de estrategias localizadas de mitigación del PEACC del Estado de Sonora.

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología comúnmente utilizada para evaluar los impactos ambientales asociados a todas las etapas en la vida de un proceso. Utilizando esta metodología es posible cuantificar los impactos ambientales de los sistemas agrícolas en sus diferentes categorías, incluyendo la aportación de emisiones de GEI de las distintas actividades (Adom *et al.*, 2012; Biswas *et al.*, 2008; Brentrup *et al.*, 2004a y b; Fallahpour *et al.*, 2012; Meisterling *et al.*, 2009; Schmidt, 2008). El objetivo de este estudio fue identificar y cuantificar las emisiones de GEI asociadas con la producción intensiva de trigo en el Valle del Yaqui, mediante la herramienta de ACV para los distintos manejos agronómicos de manera que sirvan como insumo para el diseño de estrategias específicas de mitigación al cambio climático.

## **Materiales y métodos**

### *Objetivo y alcance*

Siguiendo los protocolos de la Organización Internacional de Estándares (ISO por sus siglas en inglés), se realizó un ACV de la producción de trigo en el Valle del Yaqui, donde se evaluaron las emisiones de GEI de sistemas productivos de trigo con prácticas convencionales e innovadoras en el ciclo 2013-2014.

### *Objetivo del estudio*

El objetivo principal del análisis es determinar el potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés) de diferentes estrategias de producción de trigo y así estimar las emisiones de GEI generadas en cada una de las diferentes etapas de los sistemas con diversas prácticas. Un objetivo adicional es identificar los insumos y actividades con el mayor impacto ambiental para servir como fuente de información para el mejoramiento de la producción agrícola en la región.

### *Unidad funcional y límites del sistema*

La unidad funcional del análisis es de 1 ha de producción de trigo con rendimiento promedio de 6.5 t ha<sup>-1</sup>. Los límites del sistema para este estudio son desde la elaboración de los insumos hasta la cosecha, esto significa que se considera la carga ambiental de la producción de todos los insumos y materia prima utilizados, así como de los procesos realizados para la producción de trigo hasta la obtención del producto cosechado.

Las etapas analizadas pueden dividirse en pre-producción, producción y post-producción como se muestra en la Figura 1. El énfasis del análisis consiste en las emisiones de GEI derivadas de las actividades de la etapa de producción, que incluyen actividades de preparación del suelo, aplicación de fertilizantes orgánicos, siembra, labores culturales, actividades de riego y drenaje, aplicación terrestre y aérea de protección química (herbicidas, insecticidas y fungicidas) y las actividades de cosecha.

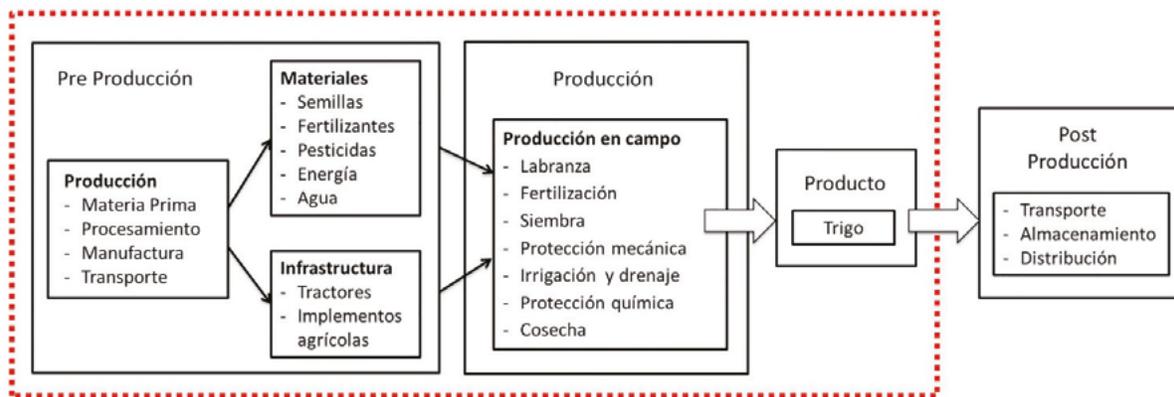
### *Fuente y calidad de los datos*

Para la elaboración del inventario del ACV se utilizó la información proporcionada por la Asociación de Organismos de Agricultores del Sur de Sonora (AOASS) para el cultivo de trigo correspondiente al ciclo 2013-2014. Esta información de las entradas al sistema de producción de trigo fue complementada y corroborada utilizando bitácoras del sistema de información de Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MasAgro) administrada por el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CYMMYT) y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

Una vez obtenidos los datos de entrada locales, se seleccionaron y modificaron materiales y procesos de la base de datos ecoinvent 3 para representar las etapas de pre-producción, que consiste en la elaboración de los insumos y la maquinaria e infraestructura utilizada.

### *Inventario de Ciclo de Vida*

La Figura 1 presenta un diagrama de las entradas al sistema de la producción de trigo. Estas incluyen semillas, fertilizantes inorgánicos, agroquímicos como herbicidas, insecticidas y fungicidas, agua, y energía y combustible para la maquinaria y equipo. Debido a que a pesar de que la agricultura que se practica en la región es una agricultura de riego, estos sistemas son principalmente por gravedad, por lo que no se consideran entradas de combustibles para los sistemas de riego.



**Figura 1.** Diagrama de ciclo de vida para la producción de trigo en el Valle del Yaqui.

### *Sistemas de Labranza*

Los sistemas de labranza evaluados consisten en la labranza tradicional y cero labranza para la preparación del suelo. Las actividades del sistema de labranza tradicional consisten en un rastreo después de las cosechas, un rastreo después de las lluvias, un barbecho o cinceleo, un tablonero, un rastreo después de la aplicación del fertilizante y una labor de surcado. También se consideran en el sistema tradicional dos labores de cultivo o escardas para prevenir y/o erradicar maleza. El sistema de cero labranza consiste en una aplicación de herbicida en lugar de todas las labores de preparación del suelo. Se consideran dos diferentes tractores de 120 H.P. cada uno, que son los más comúnmente utilizados en la región. Un tractor de vieja generación con un rendimiento de 29 l x h, y uno de nueva generación con un rendimiento de 15 l/h. Cada labor agrícola tiene un consumo de combustible distinto, debido a las hectáreas por hora que realiza el tractor con cada implemento agrícola. Los kilogramos de combustible por hectárea utilizados como insumo para la maquinaria agrícola se calcularon con base a tres factores: el rendimiento de diésel consumido por cada uno de los dos tractores tipo analizados, las hectáreas por hora que realizan para cada labor agrícola, y la densidad del diésel PEMEX.

Para el cálculo de las emisiones derivadas de la combustión de diésel se utilizaron los siguientes factores obtenidos de la literatura y de la base de datos ecoinvent 3: 3.1 kg de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) por kg de combustible, 0.006 kg de monóxido de carbono (CO) por kg de combustible, 0.00013 kg de metano (CH<sub>4</sub>) por kg de combustible y 0.0026 kg de compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (NMOVC) y 0.042 kg de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) por kg de combustible.

## Fertilización

La aplicación de fertilizantes se determinó de acuerdo a los costos de producción para el ciclo 2013-2014 y los análisis de rentabilidad determinados por la AOASS. Los principales fertilizantes utilizados en el área son la urea ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ), el fosfato monamónico ( $(\text{NH}_4)\text{H}_2\text{PO}_4$ ) y el amoníaco anhidro ( $\text{NH}_3$ ), aplicando más del 50% del nitrógeno antes de la siembra y el resto junto con los primeros dos riegos de auxilio.

El Cuadro 1 presenta las cantidades de fertilizante aplicadas en cada etapa así como el contenido de nitrógeno de cada una. Se puede observar que en el sistema convencional se aplican  $296.6 \text{ kg N ha}^{-1}$  y en la tecnología innovadora se aplican  $201.4 \text{ kg N ha}^{-1}$ , ambos manteniendo un rendimiento de  $6 \text{ t ha}^{-1}$ .

**Cuadro 1.** Aplicaciones de fertilizantes por hectárea en las distintas etapas de producción de trigo en el Valle del Yaqui para una tecnología de fertilización convencional (HF) y una innovadora (LF).

Etapas	Producto	Tecnología Convencional		Tecnología Innovadora			
		kg ha <sup>-1</sup>	[N]	kg N ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	[N]	kg N ha <sup>-1</sup>
Presiembra	MAP	100	11%	11	100	11%	11
Presiembra	Urea	300	46%	138	200	46%	92
1er Riego de Auxilio	Amoniaco anhidro	100	82%	82	80	82%	65.6
2do Riego de Auxilio	Amoniaco anhidro	80	82%	65.6	40	82%	32.8
<b>Total</b>				<b>296.6</b>			<b>201.4</b>

Debido a que actualmente no se cuenta con factores de emisión para la región, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  se estimaron utilizando el método de nivel 1 del IPCC. Con esta metodología se estimaron las emisiones por manejo de suelos, entradas de fertilizantes inorgánicos, N en los residuos de las cosechas así como el  $\text{CO}_2$  emitido por la aplicación de urea para las dos tecnologías evaluadas. De acuerdo a esta metodología, las emisiones directas de  $\text{N}_2\text{O}$  se estimaron como el 1% de N aplicado al suelo en forma de fertilizantes inorgánicos y del N en los residuos de la cosecha. Para las emisiones indirectas se estima una volatilización de  $\text{N}_2\text{O-N}$  del 10% de la aplicación de N como fertilizante y una deposición atmosférica de N a los cuerpos de agua y suelo del 1%  $\text{N}_2\text{O-N}$  de lo volatilizado. La lixiviación de N se estima con un factor de 30% de N aplicado y las emisiones de  $\text{N}_2\text{O-N}$  en el escurrimiento se estiman con un factor de 0.75%  $\text{N}_2\text{O-N}$  del N lixiviado.

## Protección química

Los plaguicidas manejados son los mismos para todos los sistemas analizados, éstos representan a la mayoría de los agricultores de la zona y fueron los utilizados para el cálculo de los costos de producción del ciclo 2013-2014. Se seleccionaron para el ACV los compuestos activos de cada agroquímico de la base de datos ecoinvent 3, en algunos casos se utilizó la clase química. De acuerdo a la metodología recomendada para la elaboración de inventarios de ciclo de vida, el total de plaguicidas aplicados se considera como emisiones al suelo (Nemecek y Kägi, 2007; Nemecek y Schnetzer, 2011).

## Resultados

### Análisis de Impactos de Ciclo de Vida

Se evaluaron ocho sistemas productivos de trigo que van desde un sistema tradicional hasta uno completamente innovador. Para la cuantificación de las emisiones de gases de efecto invernadero de

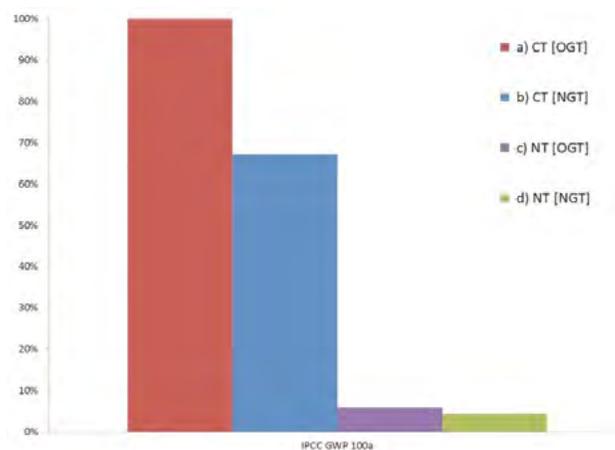
los distintos procesos productivos se utilizó, mediante el software antes mencionado, la metodología IPCC 2013, con factores de cambio climático con un marco de referencia de 100 años, donde solamente se caracteriza el inventario a la categoría de potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés).

### Labranza

Se analizaron cuatro estrategias de labranza propuestas: a) labranza convencional con tractor de vieja generación (CT[OGT]); b) labranza convencional con tractor de nueva generación (CT[NGT]); c) cero labranza con tractor de vieja generación (NT[OGT]); y d) cero labranza con tractor de nueva generación (NT[NGT]).

Al analizar el GWP del ciclo de vida de las actividades de labranza de forma independiente, los resultados muestran como una preparación del suelo con cero labranza tiene un potencial de calentamiento global 94% menor a la aplicación de un sistema de labranza tradicional (Figura 2). Esto se debe a que la intensiva utilización de tractores en las actividades convencionales de labranza genera cantidades considerables de emisiones comparado con una aplicación de herbicida al suelo en un sistema de cero labranza. Así mismo, al aumentar el rendimiento de combustible en las actividades de labranza, se disminuyen las emisiones derivadas del uso de combustibles fósiles para las actividades de preparación del suelo.

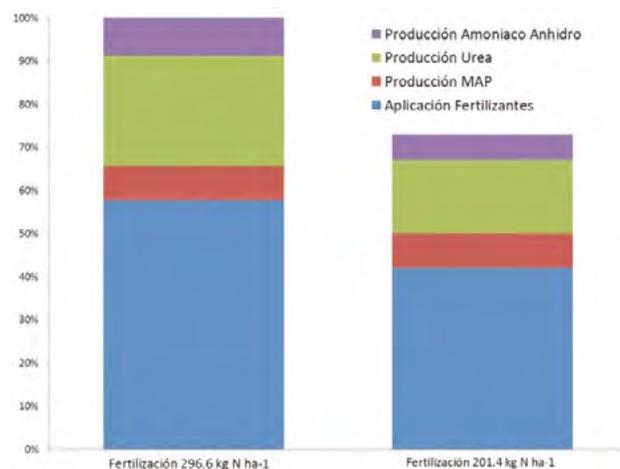
Es por esto que al comparar la utilización de diferentes tractores para una labranza convencional se puede observar como el utilizar un tractor de nueva generación CT[NGT] puede disminuir más del 30% de las emisiones del ciclo de vida de la actividad de labranza con respecto a utilizar un tractor de vieja generación CT[OGT].



**Figura 2.** Comparación del GWP del ciclo de vida de las actividades de labranza para las cuatro estrategias analizadas: a) labranza convencional con tractor de vieja generación (CT[OGT]); b) labranza convencional con tractor de nueva generación (CT[NGT]); c) cero labranza con tractor de vieja generación (NT[OGT]); y d) cero labranza con tractor de nueva generación (NT[NGT]).

### Fertilización

En la Figura 3 se muestra la comparación de las emisiones GEI totales generadas por las prácticas con dos tasas de fertilizantes. Se puede observar que al reducir la aplicación de nitrógeno de 296.6 a 201.4 kg/ha se puede reducir hasta en un 27% el GWP de la fertilización.



**Figura 3.** Comparación del potencial de calentamiento global (GWP) del ciclo de vida de la etapa de fertilización con las dos estrategias analizadas.

Al analizar las estrategias de fertilización, se observa que en ambas las emisiones de GEI derivadas de la aplicación de los fertilizantes representan más del 50% del total de emisiones generadas en el ciclo de vida de esta etapa de la producción. El otro porcentaje proviene de la elaboración, transporte y distribución de los fertilizantes (Figura 3). El gas natural es una de las principales fuentes de energía utilizada para la producción de fertilizantes nitrogenados. Aunque el proceso de producción no es llevado a cabo en la región del Valle del Yaqui, requiere de consumos muy elevados de energía, por lo que cada hectárea de producción de trigo incrementa sus impactos de emisiones de GEI en relación con las tasas de aplicación de fertilizantes inorgánicos.

### Escenarios

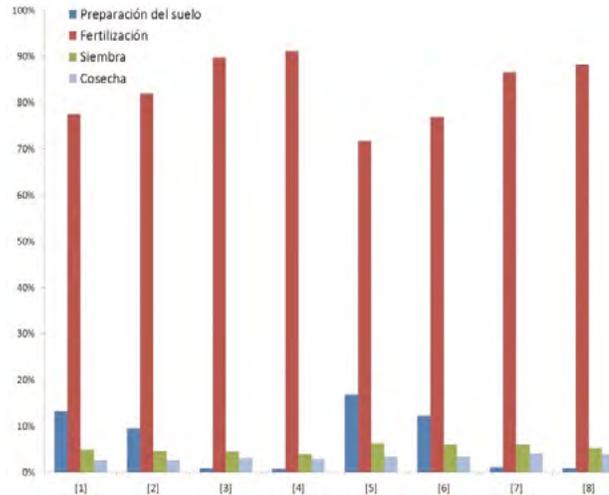
Tomando en cuenta las dos estrategias de labranza y los dos tipos de tractor, así como las dos estrategias de fertilización se crearon ocho escenarios de producción de trigo donde se combinan para ir de una producción convencional (escenario 1) hasta una producción innovadora (escenario 8). En el Cuadro 2 se observan las características de los escenarios analizados.

**Cuadro 2.** Escenarios de producción de trigo analizados para el Valle del Yaqui de menor a mayor innovación. HF= alta fertilización; LF= baja fertilización; CT= labranza convencional; NT= cero labranza; OGT= tractor de vieja generación; y NGT=tractor de nueva generación.

Escala de innovación	Fertilización	Labranza	Tractor
1	HF	CT	OGT
2	HF	CT	NGT
3	HF	NT	OGT
4	HF	NT	NGT
5	LF	CT	OGT
6	LF	CT	NGT
7	LF	NT	OGT
8	LF	NT	NGT

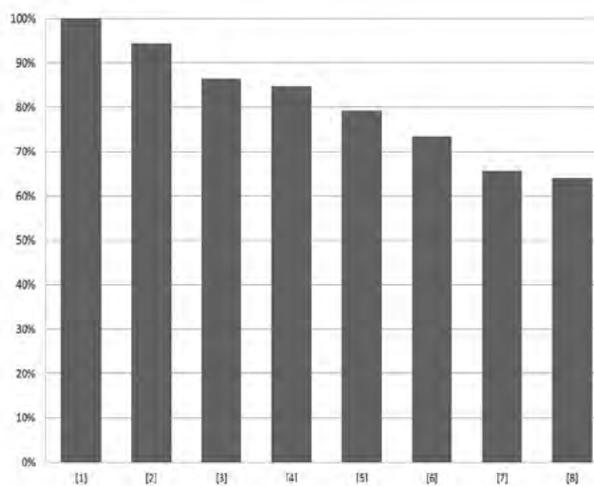
Como lo muestra la Figura 4, a lo largo del ciclo de vida de todos los escenarios, en promedio el 83% de las emisiones de GEI provienen del uso de fertilizantes, tanto por la aplicación de los mismos

como por la energía necesaria para su producción. Las actividades de labranza aportan un 10% de las emisiones de los escenarios de labranza tradicional (CT) y solamente un 1% de los escenarios con cero labranza (NT). El uso de tractores de nueva generación tiene un impacto mayor en los escenarios de actividades de labranza convencional debido al intensivo uso de la maquinaria en esta actividad.



**Figura 4.** Aportación de las principales actividades de producción al potencial de calentamiento global (GWP) de cada uno de los escenarios analizados. Las etapas de protección química e irrigación y drenaje no se muestran en la gráfica debido a que su aportación es menor al 1%.

La Figura 5 y el Cuadro 3 presentan el impacto al cambio climático (GWP) de los ocho escenarios analizados. Los resultados sugieren que el escenario 8 que incluye la implementación de estrategias de producción innovadoras como la aplicación de menores cantidades de fertilizantes nitrogenados, la implementación de un sistema de cero labranza y el uso de tractores de nueva generación puede reducir hasta en un 27% las emisiones de la fertilización, en 94% las emisiones de la labranza y un 36% de las emisiones totales de la producción del trigo en el Valle del Yaqui.



**Figura 5.** Comparación del porcentaje de reducción del potencial de calentamiento global GWP de 1 ha entre los escenarios de producción de trigo propuestos.

**Cudro 3.** Potencial de calentamiento global (GWP) en kg CO<sub>2</sub>-eq del ciclo de vida para 1 ha y 1 t de trigo, en el Valle del Yaqui (160 000 ha) y el Estado de Sonora (305 000 ha) de cada uno de los escenarios de producción analizados.

Escenario	GWP 1 ha	GWP 1 t
[1] - HF CT OGT	<b>4994.9</b>	<b>768.4</b>
[2] - HF CT NGT	4706.0	724.0
[3] - HF NT OGT	4313.3	663.6
[4] - HF NT NGT	4233.7	651.3
[5] - LF CT OGT	3958.0	608.9
[6] - LF CT NGT	3669.1	564.5
[7] - LF NT OGT	3276.5	504.1
[8] - LF NT NGT	<b>3196.9</b>	<b>491.8</b>

Biswas *et al.*, (2008) presentan en su estudio el análisis del GWP de la producción de trigo en Australia con una aplicación de 100 kg N por hectárea en forma de urea y un rendimiento de 2.7 t/ha. Su estudio muestra un cálculo de 478 kg CO<sub>2</sub>-eq/t de trigo utilizando los factores de las guías de IPCC y 304 kg CO<sub>2</sub>-eq utilizando sus propios factores de emisión generados a partir de mediciones *in situ*. Fallahpour *et al.*, (2012) presentan un ACV de la producción de cebada y trigo de temporal e irrigado en regiones semiáridas de Irán. Analizan cinco sistemas de producción de trigo irrigado. El sistema con mayor rendimiento (6.27 t) y tasas de aplicación de fertilizantes entre 220 y 240 kg de N, presenta un GWP de aproximadamente 900 kg CO<sub>2</sub>-eq/t de trigo.

Brentrup *et al.*, (2004b), realizaron un ACV de seis sistemas de producción de trigo en Reino Unido con diferentes tasas de aplicación de nitrógeno y altos rendimientos. En su análisis se observa que el GWP de los sistemas se incrementa junto con la aplicación de nitrógeno, alcanzando un GWP de alrededor de 450 kg CO<sub>2</sub>-eq/t de trigo para el sistema de 280 kg N con un rendimiento de 9.11 t ha<sup>-1</sup>. Charles *et al.*, (2006) analizaron los impactos de la intensificación de la producción de trigo al realizar un ACV de cuatro sistemas de fertilización. De acuerdo a su análisis, el GWP del sistema estándar de producción de trigo (140 kg N ha<sup>-1</sup> con un rendimiento de 6.3 t ha<sup>-1</sup>) es de 2417 kg CO<sub>2</sub>-eq/ha o 381 kg CO<sub>2</sub>-eq/t de trigo.

Muchos análisis de la producción de trigo se enfocan principalmente en la comparación de sistemas productivos con diferentes aplicaciones de fertilizante y a su vez rendimientos. En éste ACV se comparan diferentes estrategias propuestas con el mismo rendimiento (6.5 t ha<sup>-1</sup>) y como se observa en el Cuadro 3, los sistemas de producción con fertilizaciones convencionales HF (296.6 kg N ha<sup>-1</sup>) tienen un GWP que va de 651 a 768 kg CO<sub>2</sub>-eq similares a los estimados por Fallahpour *et al.*, (2012). Los sistemas de producción con una fertilización más baja LF (201.4 kg N ha<sup>-1</sup>) al tener los mismos rendimientos, tienen GWP de 492 a 609 kg CO<sub>2</sub>-eq. Estos sistemas se pueden comparar con el GWP de otros sistemas de producción de trigo más eficientes donde hay mayores rendimientos (Brentrup *et al.*, 2004b) o menores tasas de fertilización (Charles *et al.*, 2006) que en el Valle del Yaqui.

Actualmente se desconoce el total de hectáreas de trigo que se producen utilizando los escenarios presentados en el Cuadro 3. Se sabe, que estas prácticas se llevan a cabo en campos experimentales y es lo que se podría lograr de acuerdo a las estimaciones del ACV. Sin embargo, la mayoría de los productores utilizan el escenario convencional (escenario 1 en Cuadro 3). A partir de esta suposición se estima que el rango de generación de GEI emitidas por el ciclo de vida del cultivo de trigo es de 1 523 440 y 799 181 t CO<sub>2</sub> eq para el Estado de Sonora (305 000 ha) y el Valle del Yaqui (160 000 ha) respectivamente.

## Conclusiones

En un sistema de producción de trigo intensivo, con rendimientos muy altos para una zona semiárida como los que se obtienen en el Valle del Yaqui, en el noroeste de México ( $6.5 \text{ t ha}^{-1}$  para el ciclo 2013-2014), es importante conocer la contribución de generación de GEI de cada una de las etapas de producción. En este estudio, el ACV permitió cuantificar las emisiones asociadas a distintos tipos de labranza y fertilización y así poder identificar las estrategias de mitigación específicas para este tipo de sistemas intensivos y en esta región. Dicha cuantificación no se había realizado a ese detalle en el proceso de producción del trigo. Estudios previos (Brentrup *et al.*, 2004b; Fallahpour *et al.*, 2012) realizaron estimaciones totales sin analizar las contribuciones específicas de cada etapa del proceso. Además, utilizando la metodología de ACV también fue posible visualizar el impacto que generan las actividades de la producción de trigo en la región más allá de las labores realizadas directamente en el campo.

Con base en los resultados obtenidos se concluye que el mayor impacto del potencial de calentamiento global (GWP) de las actividades agrícolas está relacionado primeramente a la aplicación de fertilizantes y después a las actividades de labranza del proceso de producción del trigo. En ese sentido, el diseño de estrategias de mitigación debe ir orientado a la reducción de las tasas de aplicación de fertilizantes y al cambio de sistemas que utilicen una labranza de conservación. Es importante considerar que las etapas de producción y distribución de las materias primas representan una proporción significativa del GWP del sistema de producción de trigo. Sin embargo, los agricultores no controlan el impacto de la producción de dichos insumos. Debido a esto, las estrategias que los agricultores pueden aplicar para mitigar estas emisiones consisten en reducir la cantidad de insumos que utilizan (disminuyendo indirectamente las emisiones).

La metodología del ACV permitió cuantificar el total de emisiones GEI asociadas al ciclo de vida de los diferentes sistemas de producción de trigo del Estado de Sonora. Las emisiones generadas varían de acuerdo a las diferentes prácticas agrícolas y tecnologías implementadas, la cantidad y tipo de insumos utilizados y las condiciones agroclimáticas de la zona. Sin embargo, actualmente la mayoría de los productores utilizan tecnologías convencionales y se desconoce cuántas hectáreas se producen con tecnologías innovadoras como las discutidas previamente. Esto resalta, la importancia de cuantificar las hectáreas producidas mediante métodos de labranza de conservación, estrategias de disminución de la aplicación de fertilizantes y el uso de maquinaria de nueva generación.

Los resultados presentados son estimaciones basadas en los datos proporcionados por los agricultores del Sur de Sonora. El siguiente paso de este trabajo es colaborar con las organizaciones que apoyaron en este estudio para continuar con el monitoreo de las variables importantes para seguir obteniendo información detallada de los insumos de las distintas etapas de la producción del trigo. En el caso del cálculo de las emisiones generadas, es importante trabajar en el desarrollo de factores de emisión locales, ya que al no existir para la región, se utilizaron factores obtenidos en base a las estimaciones globales proporcionadas por el IPCC.

Debido a la importancia agronómica del área, es necesario continuar recopilando información y estudiando las actividades de la zona para la futura creación de una base de datos local más detallada que pueda ser incorporada en los ACV y lograr una mejor representación de las actividades agrícolas de la región. Las estimaciones de GEI que se presentan en este estudio son un paso importante en poder tener información más detallada para los agricultores de la región y tomadores de decisión que serán los encargados de impulsar estrategias de mitigación y adaptación a los posibles impactos del Cambio Climático.

## Agradecimientos

Agradecemos a los Ing. Jorge Guzmán y Arturo Muñoz de la Asociación de Organismos de Agricultores del Sur de Sonora (AOASS), al Ing. Jesús E. Mendoza del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), a la Fundación PRODUCE A.C. por el apoyo en la realización de este proyecto, a la Dirección de Recursos Naturales del ITSON y al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor.

## Bibliografía

- Adom F., A. Maes, C. Workman, Z. Clayton-Nierderman, G. Thoma, D. R. Shonnard. 2012. Regional carbon footprint analysis of dairy feeds for milk production in the USA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17:520–534.
- Ahrens T. D., J. M. Beman, J. A. Harrison, P. K. Jewett, P. A. Matson. 2008. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 45:1–13.
- Biswas W. K., L. Barton, D. Carter. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal* 22:206–216.
- Bouwman A. F., L. J. M. Boumans, N. H. Batjes. 2002. Modeling global annual N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16:281–289.
- Brentrup F., J. Küsters, H. Kuhlmann, J. Lammel. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. *European Journal of Agronomy* 20:247–264.
- Brentrup F., J. Küsters, J. Lammel, P. Barraclough, H. Kuhlmann. 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy* 20:265–279.
- Charles R., O. Jolliet, G. Gaillard, D. Pellet. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113:216–225.
- Fallahpour F., A. Aminghafouri, A. Ghalegolab Behbahani, M. Bannayan. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environment Development and Sustainability* 14:979–992.
- Fischer T., D. Byerlee, G. Edmeades. 2014. Crop yields and global food security. Australian Centre for International Agricultural Research. 660 pp.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- IPCC. 2015. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.*
- Kim S., B. E. Dale, R. Jenkins. 2009. Life cycle assessment of corn grain and corn stover in the United States. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14:160–174.
- Matson P. A., 2012. *Seeds of sustainability: lessons from the birthplace of the green revolution.* 1st edition. ed. Island Press, Washington, DC, USA. 312 pp.
- Meisterling K., C. Samaras, V. Schweizer. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production* 17:222–230.
- Nemecek T., J. Schnetzer. 2011. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. *Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART.* 34 pp.
- Nemecek T., T. Kägi. 2007. *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems-Ecoinvent v2.0 Final report, Ecoinvent.* 360 pp.
- Reay D. S., E. A. Davidson, K. A. Smith, P. Smith, J. M. Melillo, F. Dentener, P. J. Crutzen. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2:410–416.
- Schmidt J. H. 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13:350–364.
- Tejeda-Martínez A., A. C. Conde Álvarez. 2008. *Guía para la elaboración de Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático (PEACC).* Instituto Nacional de Ecología, México. 83 pp.



### 3.12 Toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente asociadas a las emisiones de gases de efecto invernadero del Valle del Yaqui, Sonora

**Hernández-Corral Edna A.<sup>1</sup>**; Sandoval-Aguilar Maritza<sup>1</sup>; Gonzáles-Castro Francisco<sup>1</sup>; Flores-Quezada Juan<sup>1</sup>; Lares-Orozco María F.<sup>1</sup>; Robles-Morúa Agustín<sup>2</sup>; Garatuza-Payán Jaime<sup>2</sup> y Yépez Enrico A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México. Autor para correspondencia: [enrico.yopez@itson.edu.mx](mailto:enrico.yopez@itson.edu.mx)

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

#### Resumen

El Valle del Yaqui es una importante región agrícola del sur de Sonora, donde se cultivan cerca de 232 500 ha y se aloja a un municipio de 436 208 habitantes. Debido a su importancia económica y productiva para el país, es necesario conocer las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de esta región para contribuir en las estrategias de adaptación-mitigación al cambio climático a nivel regional. El objetivo del trabajo fue calcular las toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes (tCO<sub>2</sub> e año<sup>-1</sup>) asociadas a las emisiones de gases de efecto invernadero de las distintas actividades agropecuarias y urbanas del Valle del Yaqui en el año 2013. Se utilizaron directrices del Panel Intergubernamental del Cambio Climático considerando la actividad agropecuaria, los consumos eléctricos, el transporte y el manejo de residuos. Se estimó una emisión total entre 2.02 y 2.08 millones de tCO<sub>2</sub> e año<sup>-1</sup>, siendo el sector transporte el mayor emisor (55%), seguido del consumo de energía eléctrica (20%) y agricultura (15%); ésta última con una generación entre 0.3 y 0.34 millones de tCO<sub>2</sub> e año<sup>-1</sup>. De la actividad agrícola, el uso de suelo para cultivos representa el mayor aporte (80%), siendo la emisión de N<sub>2</sub>O proveniente de fertilizantes la mayor proporción (0.24 - 0.28 tCO<sub>2</sub> e año<sup>-1</sup>). Las emisiones GEI de la región de estudio representan entre el 8.74 y 9.0% de las 23.21 tCO<sub>2</sub> e año<sup>-1</sup> reportadas en el inventario de emisiones del Estado de Sonora para 2010.

**Palabras clave:** PEACC, Sonora, GEI, Inventario de emisiones, adaptación, mitigación.

#### Abstract

The Yaqui Valley is an important agricultural region of southern Sonora, where 232 500 ha are cultivated and are located near a municipality with a population of 436 208 inhabitants. Due to its economic importance and productivity for the country, it is necessary to understand the greenhouse gas (GHG) emissions from this region so that strategies can be set out to adapt to, and mitigate climate change at the regional level. The aim of this study is to calculate the equivalent tons of CO<sub>2</sub> (e tCO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup>) associated with emissions of greenhouse gas from the various agricultural and urban activities in the Yaqui Valley in 2013. When performing calculations of GHG emissions, guidelines from the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change considering farming, electricity consumption, transport, and waste management were used. We estimated a total emission between 2.02 and 2.08 million e tCO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup>. The transport sector was the largest emitter (55%), followed by power consumption (20%), and agriculture (15%), which resulted in between 0.3 and 0.34 million e tCO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup>. Of the GHG emissions due to agriculture, cultivating soil represents the majority of contributions (80%) with the emission of N<sub>2</sub>O from the fertilizers being the major component (0.24-0.28 e tCO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup>). The GHG emissions of the study region represent between 8.74 and 9.0% of the 23.21 e tCO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup> reported in the emission inventory of Sonora for 2010.

**Key words:** PEACC, Sonora, Greenhouse Gas, emission Inventory, adaptation, mitigation.

## Introducción

El Valle del Yaqui, también conocido como el Granero de México y cuna de la Revolución Verde, se encuentra asentado en los municipios de Bácum, Benito Juárez, Cajeme, Etchojoa, San Ignacio Río Muerto y una parte de Navojoa, ubicados en el sur de Sonora, México. En esta región, se encuentra acotada la zona agrícola del Distrito de Riego 041 Río Yaqui, importante a nivel nacional por su gran producción de cereal, englobando un total de 232 500 ha de superficie para el cultivo intensivo principalmente de trigo (Almanza-Sánchez, 2008). En dicho valle, se asienta una población progresiva de 515 804 habitantes, destacando en ellas a Cd. Obregón en el municipio de Cajeme por poseer poco más del 60% de la población del área de estudio. Además, la región también presenta actividades importantes a nivel estatal de acuacultura y ganadería que se encuentran en constante desarrollo y crecimiento.

Dichas actividades antropogénicas, generan emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que al desequilibrar el balance de elementos alteran la dinámica funcional y estructural del ecosistema, como consecuencia se tiene un cambio en el clima del planeta. Por ello la importancia de conocer las emisiones actuales de los sectores que intervienen en el aumento de emisiones y provocan un impacto climático, ya sea potencial o residual, sobre los sistemas naturales y humanos (IPCC, 2007; Vargas *et al.*, 2012).

En este sentido, el objetivo del presente trabajo es calcular las toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes (tCO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>) asociadas a las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de las diversas actividades antropogénicas (actividades agropecuarias y urbanas) en el Valle del Yaqui para el año 2013 utilizando las directrices del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC).

## Materiales y métodos

Se calcularon las emisiones de gases de efecto invernadero de metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para las actividades de consumo eléctrico, transporte, manejo de residuos, ganadería y agricultura en el área del Valle del Yaqui para el año 2013 (Cuadro 1). Estas emisiones se reportan como toneladas de dióxido de carbono equivalentes por año (tCO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>), utilizando los factores de conversión actuales de 25 t CO<sub>2</sub> (t CH<sub>4</sub>)<sup>-1</sup> para CH<sub>4</sub> y 298 t CO<sub>2</sub> (t N<sub>2</sub>O)<sup>-1</sup> para N<sub>2</sub>O. Para el cálculo de estas emisiones se utilizaron datos recopilados de informes nacionales y municipales, así como de los organismos correspondientes de cada sector; recurriendo a factores y lineamientos de IPCC (2006), en caso de no contar con los datos necesarios para los cálculos.

### *Consumo eléctrico*

El equivalente en tCO<sub>2</sub> para el gasto energético se basó en el número de viviendas e industrias funcionales obtenido a partir de INEGI (2010), el cual fue de 111 543 viviendas y 34 144 industrias; multiplicado por el promedio de consumo de energía eléctrica estatal de 5.1 y 7.3 MW h<sup>-1</sup> de acuerdo a la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2014). Por consiguiente, el resultado de cada valor fue multiplicado por el factor de emisión para 2013 del Programa GEI México de 0.4999.

### *Transporte*

En primer lugar, se determinó el consumo en litros de combustible para cada categoría del sector (SENER, 2014), los cuales fueron 265 607 188 l para gasolina y 206 667 974 l para diésel. Posteriormente se realizó la conversión de unidades a TeraJoules (TJ), multiplicando los litros por



0.000032 para gasolina y  $0.0000358 \text{ TJL}^{-1}$  para diésel. Por último, se multiplicó por el factor de emisión de  $\text{CO}_2$  de transporte propuesto por el IPCC (2006) de acuerdo al Método Sectorial del Nivel I para cada tipo de combustible, siendo  $68\,600 \text{ kg TJ}^{-1}$  para gasolina y  $74\,100 \text{ kg TJ}^{-1}$  para diésel.

### *Manejo de residuos*

*Aguas residuales.* Se calculó primero la materia orgánica degradable con base en el número de habitantes de la región (515 804 habitantes de acuerdo a CONAPO, 2014) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por persona por año ( $14.6 \text{ kg DBO persona}^{-1}\text{año}^{-1}$  de acuerdo a IPCC, 2006). En segundo lugar, se calculó el factor de emisión del tipo de tratamiento ( $0.6 \text{ kg CH}_4 (\text{kg DBO})^{-1}$  de acuerdo a IPCC (2006); así como el factor de corrección de cada sistema de tratamiento correspondiente a dos plantas de tratamiento aerobio y dos lagunas de estabilización, incluyendo a los poblados que no cuentan con sistema de tratamiento. Considerando además, la estimación de emisión de la fracción de población rural y urbana, así como los grados de uso de cada tipo de tratamiento por sector. Por otro lado, el cálculo de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  se basó directamente en los informes de las plantas de tratamiento ( $635.94 \text{ mg l}^{-1}$ ) y se multiplicaron por el factor de emisión ( $0.005 \text{ kg N}_2\text{O-N} (\text{kg N})^{-1}$ ), el resultado de ello por el factor de conversión de nitrógeno a óxido nitroso ( $44/28$ ), restando al resultado las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  de plantas de tratamiento. Por último, se multiplicó por su factor de conversión actual de  $298 \text{ t CO}_2 (\text{t N}_2\text{O})^{-1}$ .

*Relleno sanitario.* Se determinó multiplicando el área de las celdas en funcionamiento para el relleno sanitario de Cajeme (3.12 ha) por el factor de emisión de metano  $\text{CH}_4$  obtenido de IPCC (2006), siendo este 1.33 para la región; consecuentemente se multiplicó por el factor de conversión actual de  $25 \text{ t CO}_2 (\text{t CH}_4)^{-1}$ .

### *Ganadería*

Se basó en la población total de ganado bovino y porcino (SIAP, 2014), siendo de 33 031 y 110 725 respectivamente. Posteriormente se multiplicó por el factor de emisión en kg de  $\text{CH}_4$  por cabeza en la gestión de estiércol (1 para bovino y 0.694 para porcina) y por la fermentación entérica (47.809 para bovino y 1 para porcina) de acuerdo al Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC y PNUMA, 2012). Posteriormente, se multiplicó por su factor de conversión actual de  $25 \text{ t CO}_2 (\text{t CH}_4)^{-1}$ . Es importante resaltar que los factores de emisión de IPCC para gestión de estiércol son de 1 para ambos ganados, y por la fermentación entérica para el ganado bovino de 56 y 1 para ganado porcino; por lo que se realizó el mismo procedimiento a partir de esta directriz.

### *Agricultura*

*Suelo agrícola.* Se calculó mediante la ecuación 11.1 de emisiones directas de  $\text{N}_2\text{O}$  por uso agrícola (IPCC, 2006), teniendo como escenario una labranza tradicional con una aplicación de fertilizantes nitrogenados (UREA) de 280 y 340  $\text{kg N ha}^{-1}$  (dato de campo) y un área de 174 134 ha de trigo cultivadas (SIAP, 2014). En dicha ecuación es necesario introducir los valores de la cantidad anual de nitrógeno aplicado multiplicado por un factor de emisión para  $\text{N}_2\text{O}$  por entradas de nitrógeno. Para nitrógeno aplicado se toman los valores de: N en fertilizantes sintéticos ( $300 \text{ kg N año}^{-1} \times 174\,134 \text{ ha}$ ), más el nitrógeno en residuos de cosecha ( $39.76 \text{ kg N año}^{-1}$ ; dato indicado por IPCC (2006), para una agricultura de tipo tradicional), más el nitrógeno mineralizado en suelo, en asociación con pérdidas de carbono en suelo para materia orgánica como resultado del manejo de suelo (ecuación 11.8, donde se toma el área cultivada de diez años atrás (161 423 ha trigo 2003 (SIAP, 2014)), el carbono orgánico del suelo ( $38 \text{ tC ha}^{-1}$ ), el factor de acuerdo al tipo de sistema por cambio de uso de suelo (0.58), el factor de cambio por régimen de manejo (1) y factor de cambio por entrada de materia orgánica (0.95); dichos

factores son proporcionados por el IPCC (2006) y fueron seleccionados de acuerdo al tipo de labranza tradicional y un clima seco, estos resultados son sumados y multiplicados por el factor de emisión de  $0.01 \text{ Kg N}_2\text{O-N (Kg N entradas)}^{-1}$ , el total obtenido fue multiplicado por el resultado de dividir el peso molecular de  $\text{N}_2\text{O}$  entre N, y finalmente el resultado fue multiplicado por el factor de conversión  $298 \text{ t CO}_2 (\text{t N}_2\text{O})^{-1}$ .

*Quema agrícola.* Se estimó la cantidad de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  emitido durante la combustión de la quema de gavilla, de acuerdo a las ecuaciones 2.2 y 2.7 del IPCC (2006). Aproximadamente en el 60% de las hectáreas sembradas son quemados los residuos agrícolas, para el 2013 un total de 104,480 ha con paja de trigo fueron quemadas. En las ecuaciones utilizadas se necesitaron los datos de: masa de combustible disponible para combustión ( $4 \text{ ton ha}^{-1}$  para trigo), el factor de combustión (0.9 para trigo) y el factor de emisión correspondiente a  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  2.7 y 0.07. Finalmente el resultado obtenido fue multiplicado por su factor de conversión actual de  $25 \text{ t CO}_2 (\text{t CH}_4)^{-1}$  para metano y  $298 \text{ t CO}_2 (\text{t N}_2\text{O})^{-1}$  para óxido nítrico.

*Bombeo de pozos.* Se basó en el consumo de energía eléctrica del total de pozos; en primer lugar, se calculó la potencia hidráulica en watts (W), mediante la multiplicación de la altura dinámica de las bombas instaladas (promedio de 100 m de profundidad), el caudal promedio de las bombas ( $12.99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y el peso específico del agua ( $9,810 \text{ N (m}^3)^{-1}$ ). Por consiguiente, se multiplicó por el tiempo de operación total en horas al año de los pozos (4659 horas de acuerdo al Distrito de Riego 041, Río Yaqui). Por último, se multiplicó por el factor de emisión para 2013 del Programa GEI México de 0.4999.

## Resultados y discusión

En el Valle del Yaqui se emitieron alrededor de 2.02-2.08 millones de  $\text{tCO}_2\text{e año}^{-1}$  (Cuadro 1), siendo el sector de transporte el de mayor porcentaje de contribución a las emisiones de  $\text{tCO}_2\text{e año}^{-1}$  con un 55%, seguido del consumo de energía eléctrica en industria y hogares con una aportación del 20%, le continúa el sector agrícola con una aportación del 15% enfocado al cultivo de trigo, y finalmente, tanto el sector ganadero considerando el ganado bovino y porcino, como el manejo de residuos generados por las actividades antropogénicas aportan un 5% cada uno.

**Cuadro 1.** Estimación de las toneladas de  $\text{CO}_2$  equivalentes por sectores en el Valle del Yaqui.

Sector	Millones de t C $\text{CO}_2\text{e}$
<b>Consumo eléctrico</b>	<b>0.41</b>
Consumo de energía eléctrica por viviendas	0.28
Consumo de energía eléctrica por industria	0.12
<b>Transporte</b>	<b>1.13</b>
Diésel	0.54
Gasolina	0.58
<b>Manejo de residuos</b>	<b>0.1</b>
Relleno sanitario	0
Manejo de aguas residuales	0.1
<b>Ganadería</b>	<b>0.08<sup>a</sup> – 0.10<sup>b</sup></b>
Fermentación	0.06 – 0.07
Manejo de estiércol	0.017- 0.03
<b>Agricultura</b>	<b>0.03<sup>c</sup> – 0.34<sup>d</sup></b>
Suelos agrícolas	0.24 – 0.28
Quema agrícola	0.03
Bombeo de pozos	0.03
<b>Total de emisiones</b>	<b>2.02 – 2.08</b>



El sector de consumo eléctrico generó 0.41 millones de  $tCO_2e$  año<sup>-1</sup>, fraccionado en un 68% de las emisiones por las viviendas y un 32% por la industria, datos congruentes con la proporción de las actividades económicas del Valle del Yaqui. Cabe destacar que a nivel estatal, este sector ocupa el primer lugar y representa el 4.2% del total de acuerdo a COCEF (2010).

El sector transporte generó 1.13 millones de  $tCO_2e$  año<sup>-1</sup>, dichas emisiones se atribuyen al uso de gasolina y diésel en el transporte, donde las aportaciones de GEI son similares; 52.2% para gasolina. Y 47.8% para diésel, dentro de este combustible, el 15.1% de la generación de GEI es atribuido al uso de maquinaria agrícola.

El sector de manejo de residuos generó 0.1 millones de  $tCO_2e$  al año<sup>-1</sup> por la operación de rellenos sanitarios y aguas residuales. Resultado que representa un 10% con respecto a nivel estatal, siendo congruente con el porcentaje de población del municipio de Cajeme (15%) en relación a la población estatal (INEGI, 2010).

El sector ganadero generó de 0.8 a 0.10 millones de  $tCO_2e$  al año<sup>-1</sup> por medio de la fermentación entérica que representó el 75% y el manejo de estiércol que representó el 25%. Cabe señalar que este sector en el valle representa el 3.47% del total estatal. Valor bajo y muy acorde con lo que representa la población de ganado bovino y porcino del valle con respecto al estatal (4.43%).

El sector agrícola generó entre 0.3 y 0.34 millones de  $tCO_2e$  año<sup>-1</sup>, donde la actividad de mayor aporte a las emisiones de GEI fue el uso de suelo agrícola para el cultivo de trigo atribuido al uso de fertilizantes nitrogenados (80%), debido a que se plantearon dos escenarios para este rubro (280 y 340 kg N ha<sup>-1</sup>), se pueden encontrar emisiones en un rango de 0.24 - 0.28  $tCO_2e$  año<sup>-1</sup>, aplicado a una práctica de labranza tradicional; en tanto para la quema de gavilla y el bombeo de pozos el aporte de emisiones es del 10% respectivamente.

## Conclusiones

Se estima que en el Valle del Yaqui se genera de 2.02 a 2.08 millones de toneladas de  $CO_2e$  por las diferentes actividades antropogénicas analizadas en el presente estudio, destacando el sector transporte con el 56% de contribución. No obstante, a pesar de que el valle posee una agricultura intensiva así como una creciente población, se observa que estos sectores representan entre el 8.74 y 9.0% de la generación de GEI a nivel estatal.

Es por ello que resulta importante el cuantificar e inventariar las emisiones de GEI tanto por sector así como por región para conocer las medidas de mitigación concretas que deriven en una mayor efectividad en la reducción de GEI. Para el caso del Valle del Yaqui, una modernización en el sector transporte contribuiría con la disminución de la generación de GEI.

## Agradecimientos

A nuestros compañeros María Dolores Villagrán y Daniel Hernández por su valiosa contribución, al Mtro. David Encinas por su asesoría y conocimiento durante el curso de Ciclos Biogeoquímicos, y por último a FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura) por los datos proporcionados.

## Bibliografía

- Almanza-Sánchez M. 2008. Las organizaciones del sector social del Valle del Yaqui: Retrocesos de política agraria. *Frontera norte* 20:135-167.
- CFE. 2014. Reporte de SEDESOL para consumo energético. Comisión Federal de Electricidad, México. <http://www.sedesol.gob.mx>
- COCEF. 2010. Informe final Junio 2010: Emisiones de gases de efecto invernadero en Sonora y proyecciones de casos de referencia 1990-2020. Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

- CONAPO. 2014. Proyecciones de la población 2010-2050 por municipios y localidades. Última modificación al 25 de abril de 2014. Comisión Nacional de Población, México.
- INECC y PNUMA. 2012. Actualización del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010, para la Categoría de Energía. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.
- INEGI. 2010. Información nacional por entidad federativa y municipios: México en cifras. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www.inegi.org.mx/>
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change/Organization for Economic Cooperation and Development, Francia.
- 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. Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza. 104 pp.
- SENER. 2014. Sistema de Información Energética: Estadísticas energéticas 2013. Secretaría de Energía, México. <http://sie.energia.gob.mx/>
- SIAP. 2014. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx>.
- Vargas R., H. W. Loescher, T. Arredondo, E. Huber-Sannwald, R. Lara-Lara, E. A. Yezpez. 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: toward a continental scale understanding. *Environmental science & policy* 21:84-93.

### 3.13 La roza tumba y quema en el contexto de REDD+

Salinas-Melgoza Miguel Á.<sup>1, 2</sup>; Skutsch Margaret<sup>2</sup> y Lovett Jon C.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Gobernanza y Tecnología para la Sustentabilidad, Universidad de Twente, Enschede, Países Bajos. Autor para correspondencia: ma.masm@gmail.com

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190. Morelia, Michoacán, México.

<sup>3</sup>Escuela de Geografía, Universidad de Leeds, Leeds LS2 9JT, Reino Unido.

#### Resumen

La roza tumba y quema (RTQ) es un sistema agrícola que en el contexto de cambio climático ha sido vista como uno de las responsables de la deforestación y la agricultura intensiva (AP) ha sido propuesta para reemplazarla con el objetivo de disminuir los gases de efecto invernadero emitidos. Este estudio evaluó el impacto de la RTQ en los almacenes y flujos de carbono en el contexto de la política internacional REDD+. El estudio se realizó en dos comunidades de la cuenca del río Ayuquila, Jalisco. Se compararon los almacenes de carbono aéreo y del suelo en seis usos de suelo (pastizales, agricultura intensiva, RTQ en producción, RTQ en descanso, sitios con PSA y sitios con bosque que nunca había sido cortado), posteriormente comparaciones entre ellos fueron realizadas. Adicionalmente, los almacenes de carbono y flujos asociados a un ciclo de diez años de RTQ fueron comparados con los de un sistema de AP. Se encontró que los almacenes de C en parcelas de RTQ son menores a los encontrados en sitios mejor conservados, por lo que se apoya la idea de que la RTQ es una causa de degradación forestal. También se determinó que en promedio por tonelada de maíz producida, a largo plazo las diferencias en almacenes de carbono son relativamente pequeñas; sin embargo, aunque se halló que las emisiones globales de un ciclo de RTQ son más elevadas que las de un sistema de AP, esto no justifica que la RTQ sea reemplazada por un sistema más intensivo en aras de mitigar el cambio climático, sobre todo por los insumos no considerados.

**Palabras clave:** REDD+, selva baja caducifolia, roza tumba y quema, almacenes de carbono, flujos de carbono, intervenciones agrícolas.

#### Abstract

Slash and burn (RTQ) is an agricultural system that in the context of climate change has been seen as one of those responsible for deforestation and intensive agriculture (AP) has been proposed to replace it in order to decrease greenhouse gas emissions. We evaluated the impact of the RTQ in carbon stocks and fluxes in the context of international politics REDD+. The study was conducted in two communities Ayuquila Basin, Jalisco River. Stores Air carbon and soil in six land uses (pastures, intensive agriculture, RTQ production, RTQ at rest, sites PSA and sites forest that had never been cut), then comparisons between them were conducted and compared. Additionally, carbon stocks and associated with a cycle of ten years of RTQ flows were compared with those of a PA system. We found that C stores in RTQ plots are smaller than those found in best-preserved sites, so we support the idea that the RTQ is a cause of forest degradation. We also found that on average per ton of corn produced, long-term differences in carbon stocks are relatively small; However, although we found that global emissions of a cycle RTQ are higher than those of a PA system, this does not justify the RTQ be replaced by a more intensive system in order to mitigate climate change, especially by inputs not considered.

**Key words:** REDD +, deciduous forest, slash-and-burn, carbon stocks, carbon flows, agricultural interventions.

## Introducción

La roza tumba y quema (RTQ) es un sistema de agricultura tradicional que ha sido estable y popular en la historia de la agricultura y en muchas partes del mundo, debido a los relativamente altos rendimientos del trabajo (Raintree y Warner, 1986; Seidenberg *et al.*, 2003). La RTQ es ampliamente usada en diferentes regiones de México (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963).

Tradicionalmente es un sistema de dos fases; a) cultivo y b) descanso. En la primera fase la vegetación (primaria o secundaria) es cortada alrededor de noviembre, ésta puede o no ser picada en elementos más pequeños y se deja secar por un tiempo variables que van desde 1 hasta 3 meses (mientras más tiempo dura este proceso, más materia vegetal es quemado), después la vegetación es quemada, dejando cenizas que enriquecen el suelo para establecer un cultivo de maíz por lo regular durante 1 a 3 años consecutivos, hasta que los nutrientes son agotados. En la fase de descanso la producción de maíz es suspendida para recuperar los nutrientes; moviendo el cultivo a otra parcela, permitiendo la recuperación natural de la vegetación. Los detalles y factores involucrados en la práctica de RTQ varían ampliamente en la región, tanto en duración del descanso, tipos de vegetación, cobertura vegetal, precipitación, calidad de suelos y métodos de producción (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002).

La política internacional para reducción de emisiones derivados de la deforestación y degradación de bosques en países en desarrollo (REDD+) está siendo desarrollada dentro del marco de la Convención Marco de las Naciones Unidas contra el Cambio Climático (UNFCCC) para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de actividades en los bosques y selvas (UN-REDD, 2010).

Definir la degradación forestal en términos de cambio climático ha sido parte de una extensa discusión, la cual en algunos países como Laos, Vietnam y México han considerado la RTQ como una causa de deforestación de bosques, pero no de degradación forestal. Sin embargo, la realidad es que los efectos de esta ampliamente usada práctica agrícola en almacenes de carbono no han sido abordadas adecuadamente y las contribuciones relativas de emisiones de carbono no han sido cuantificadas en el contexto de REDD+, algunos estudios como el de Houghton (2005), sugieren que la RTQ disminuye los almacenes de carbono aéreo cerca del 60% y 10% en del carbono en suelo.

Comúnmente ha sido asociado a la política internacional REDD+ que la intensificación de agricultura vía reemplazar los sistemas tradicionales de RTQ a agricultura permanente (AP) va a reducir las emisiones de carbono. Esta asunción involucra que con suficientes insumos cosechas con mayor producción pueden ser obtenidas, entonces para producir una tonelada de maíz, menos área será necesaria. Estas ideas de “land sparing” están en el contexto de la revolución verde de 1970, en contexto de las ideas de Borlaug (Borlaug, 2000 y 2007; Toft, 2012).

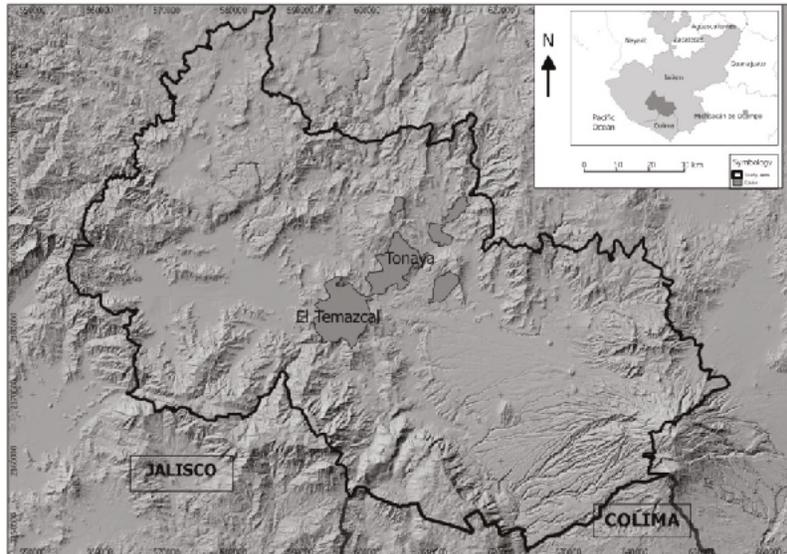
Los objetivos de este estudio son entender y estimar los almacenes y emisiones de carbono de diferentes usos de suelo, además de comparar las emisiones de RTQ contra las derivadas de un sistema agrícola más intensivo.

## Materiales y métodos

Este análisis forma parte de un estudio más amplio que aborda las implicaciones de las estrategias REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación) para algunas comunidades situadas en los municipios de la Cuenca del Río Ayuquila. El estudio integra aspectos ecológicos, geográficos, económicos y sociales.

### Sitio de estudio

El estudio fue realizado en los ejidos de Tonaya y el Temazcal, en el área central de la Junta Intermunicipal de Río Ayuquila (JIRA), en el estado de Jalisco (Figura 1). Ambos ejidos tienen selva baja caducifolia y algunos manchones de bosque de encino, en una altitud de 990 m s.n.m. La región es semi-árida, con precipitación alrededor de 650 mm año<sup>-1</sup> entre junio y septiembre (Jardel *et al.*, 2012).



**Figura 1.** Ubicación de los ejidos en el área de estudio.

### *Estimación de almacenes de carbono en el sistema de roza tumba y quema*

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea (CA) y en el suelo fueron estimados en 41 parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup>, en los ejidos de Tonaya y en El Temazcal, en Jalisco. Las parcelas fueron establecidas en seis diferentes tipos de uso de suelo. Pastizales (PL), agricultura intensiva (PA), RTQ en producción (Coamil), RTQ en descanso (FP), sitios con PSA (PES) y sitios con bosque que nunca había sido cortado (OG). 23 sitios fueron establecidos en el sistema agrícola RTQ y 18 en PL, PA, PES y OG. Los 18 sitios RTQ representan las fases de descanso y de producción (Coamil) del sistema de RTQ. La edad de los 23 sitios de RTQ en descanso es entre 3 y 10 años, obtenida ésta mediante consulta a los propietarios; mientras que cuatro sitios estaban en fase de producción. Los sitios en descanso fueron clasificados en tres clases de edad: 3 a 4 años (FP1), 5 a 7 años (FP2) y 8 a 10 años (FP3). El muestro se realizó entre agosto del 2013 y marzo de 2014.

En cada parcela el diámetro a la altura del pecho (DAP: 1.3 m de altura) fue medido para todos los individuos de tallo leñosos con DAP  $\geq$  2.5 cm. La biomasa seca de la parte aérea fue inferida mediante la fórmula de Martínez-Yrizar *et al.*, (1992). La biomasa en individuos de varios tallos fue calculada separadamente para cada tallo y después sumada. Para obtener la fracción de carbono en madera seca, la biomasa aérea, un factor de conversión de 0.5 fue usado.

El carbono en el suelo de cada sitio fue obtenido siguiendo el protocolo OHHW con el analizador de elementos Perkin Elmer 2400 Series II en modo CHN, de una muestra compuesta derivada de cuatro muestras de suelo de 10 cm de profundidad (*ca.*, 16–44 g, con una densidad aparente de 0.59–1.58 gr cm<sup>-3</sup>) colectadas al Norte, Sur, Este y Oeste de los límites de cada sitio.

Las diferencias en almacenamiento de carbono en cada clase de edad de la fase de descanso y la fase de producción fueron evaluadas mediante un análisis de varianza; el CA y del suelo fueron considerados como variables dependientes, mientras que las tres clases de edad (FP1, FP2 Y FP3) y la fase de producción (FP) como independientes.

#### *Cálculo del carbono por tonelada de maíz*

El ciclo completo de RTQ considerado en este estudio fue de diez años, con dos fases; una de descanso de seis años y otra de dos años de cultivo de maíz (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002; Jardel, comunicación personal). El sistema PA es definido por una fase en la que se cultiva maíz año con año, sin fase de descanso para permitir la revegetación de la parcela. El carbono aéreo en esta etapa fue considerado como cero, mientras que el valor de carbono en el suelo fue considerado como  $24.33 \pm 3.31$  Mg ha<sup>-1</sup>. Se obtuvo la cosecha promedio de maíz en esta región para RTQ y para AP usando datos publicados en Chávez (1983), Gerritsen (2002) y Jourdain *et al.*, (2001); siendo 1085 ton h<sup>-1</sup> y 3801 ton h<sup>-1</sup> para RTQ y PA, respectivamente.

Las superficies consideradas para producir una tonelada de maíz en cada uno de los sistemas agrícolas: Superficie acumulada del sistema de RTQ durante el ciclo completo fue de 4.43 ha, mientras que para AP es de 0.26 ha. Las comparaciones se realizaron con base en la superficie acumulada durante el ciclo completo de RTQ. Una quinta parte del tiempo del sistema de RTQ está en fase de cultivo (0.886 ha) y cuatro quintas parte del tiempo en fase de descanso (3.544 ha); mientras que en PA de las 4.43 ha en comparación, 0.26 están en cultivo durante todo el periodo y el restante 4.17 ha podrían permanecer como selva. La acumulación de carbono a lo largo del ciclo completo del sistema de RTQ el sistema de AP fueron calculado usando los datos del Cuadro 1.

#### *Análisis estadístico*

Análisis de varianza fueron realizados para considerar las diferencias en carbono almacenado en cada una de las etapas del descanso y cultivo de RTQ, PA, PL, OG y PES. CA y carbono en el suelo fueron las variables dependientes, mientras que las clases de uso de suelo fueron las variables independientes. La etapa de descanso de RTQ fue analizada para ver diferencias entre categorías de años y también como una sola categoría. CA y carbono en el suelo fueron transformados a escala logarítmica, cuando fue necesario para cumplir los supuestos del análisis de ANOVA. Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico R (R Core Team, 2013).

**Cuadro 1.** Carbono en suelo, aéreo, y carbón total (promedio±error estándar). FD= Fase de Descanso de la RTQ, FD1= Descanso de RTQ clase de 3–4 años, FD2= Descanso de RTQ clase de 5–7 años, FD3= Descanso de RTQ clase de 8–10 años, RTQ Cultivo= Fase de cultivo de RTQ, PA= Agricultura permanente.

Classes	No. of sites	Soil C (Mg/h)	AGC (Mg/ha)	Total C (Mg/ha)
FP	23	52.22±4.78	7.03±0.78	59.26±4.83
FP1	8	40.65±3.47	6.02±1.16	42.14±5.65
FP2	5	53.23±10.13	7.63±2.40	61.21±9.08
FP3	10	60.97±8.81	7.72±1.05	67.99±10.18
OG	6	44.37±6.55	24.31±2.84	68.68±5.90
PES	3	69.48±2.38	18.09±0.18	87.57±2.54
Coamil	4	62.72±7.93	NA	62.72±7.93
PL	6	53.7±6.97	NA	53.69±6.97
PA	5	24.33±3.31	NA	24.33±3.31

## Resultados y discusión

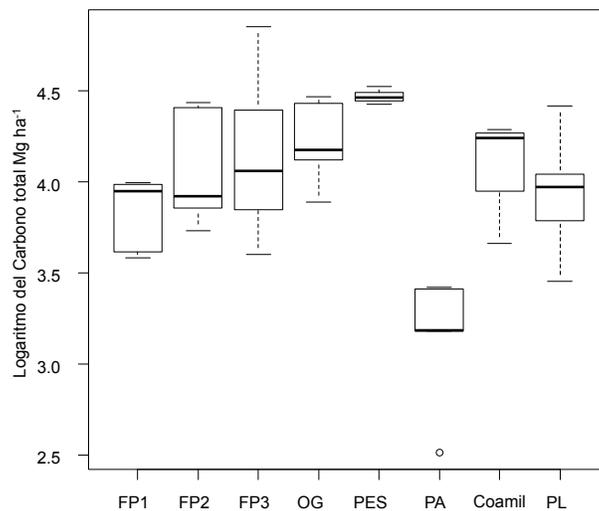
Los almacenes de carbono reportados en este estudio son del suelo, aéreo y total. La mayor contribución al carbono total fue del carbono en el suelo ( $50.44 \pm 3.10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), mientras el carbono aéreo fue de ( $11.31 \pm 1.53 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Los resultados son semejantes a los encontrados en otros estudios, en el sentido de que la recuperación de la pérdida de carbono es progresiva y muy rápida en la etapa de descanso de RTQ (Chazdon, 2003; Chazdon *et al.*, 2007; Delaney *et al.*, 1997; Jaramillo *et al.*, 2003; Lebrija-Trejos *et al.*, 2008 y 2010; Read y Lawrence, 2003; Vargas *et al.*, 2008).

La concentración más elevada de carbono total fue en los sitios con PES, donde además se encontró la mayor concentración de carbono en el suelo (Cuadro 1). Los niveles más bajos de carbono en el suelo fueron en los sitios con AP (Cuadro 1). En los sitios de RTQ en descanso las concentraciones de carbono en el suelo se contabilizaron entre 85-87% del carbono total registrado para estos sitios. Estos resultados sugieren que una gran cantidad del carbono está en el suelo y la exclusión de actividades de manejo puede incrementar los almacenes de carbono del suelo y total.

A pesar de que los niveles de carbono en el suelo en RTQ fueron muy semejantes a los encontrados en los sitios de PES (Cuadro 1), éstos parecen caer cerca de un tercio en los primeros años del periodo de descanso y después incrementarse gradualmente, mostrando una variación muy amplia en toda la etapa de descanso (Cuadro 1). En sitios de OG el carbono en el suelo formó 64% del carbono total almacenado. Estos resultados son muy semejantes (Read y Lawrence, 2003). Al analizar el logaritmo de la concentración de carbono en el suelo mostró diferencias estadísticamente significativas en los diferentes usos de suelo ( $F= 4.47$ ,  $df= 7$ ,  $p < 0.05$ ). También se encontró que FP2, FP3, Coamil, PES y PL todos tienen significativamente mayor concentración de carbono en el suelo que AI (Prueba de Tukey HSD,  $p\text{-value} < 0.05$ ). En promedio hay alrededor de 10% más carbón en el suelo en RTQ que en los sitios OG, y 20% menos que en los sitios de PES, estos resultados son muy semejantes a los encontrados por Houghton (2005).

La mayor concentración de CA fue en los sitios OG y PES, mientras la más baja y con una variación muy amplia fue en las tierras en RTQ (Cuadro 1). Las concentraciones de CA fueron estadísticamente diferentes entre los diferentes usos de suelo ( $X^2= 19$ ,  $df= 4$ ,  $p\text{-value} < 0.05$ ). OG presentó concentraciones de CA significativamente mayores que los sitios de RTQ en descanso durante 3 y 4 y aquellos entre 8 y 10 años (Prueba de Wilcox,  $p\text{-value} < 0.05$ ). Los almacenes de CA en sitios con RTQ tienen en general cerca del 40% de los sitios en OG y PES como es sugerido por Houghton (2005). PA mostró las concentraciones de carbón total más bajas (Cuadro 1), que incluye a los sitios con las densidades más bajas ( $12.38 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). En el extremo opuesto están los sitios con PES, que tuvieron las concentraciones mayores de carbono total (Cuadro 1).

El análisis de varianza del logaritmo del carbono total mostró diferencias estadísticamente significativas entre usos de suelo ( $F= 7.78$ ,  $gl= 7$ ,  $p < 0.05$ ); particularmente, los almacenes de carbono total en la segunda clase y la tercera clases de edad de descanso del ciclo de RTQ; el Coamil, los sitios con PES y los PL fueron significativamente mayores que los de AP (Prueba de Tukey HSD,  $p\text{-value} < 0.05$ ) (Figura 2). Por otro lado, al evaluar si existían diferencias en la variación del logaritmo del carbono total entre las tres categorías de RTQ en descanso no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $F= 9.34$ ,  $gl= 5$ ,  $P < 0.05$ ) entre clases (Figura 2).



**Figura 2.** Almacenes de carbono para las concentraciones de carbono total por tipo de uso de suelo y separando el periodo de descanso de RTQ por categorías de edad. FP1= clase de edad entre tres y cuatro años para la fase de descanso, FP2= clase de edad entre cinco y siete años para la fase de descanso, FP3= clase de edad entre ocho y 10 años para la fase de descanso. OG= sitios donde nunca se ha cortado la vegetación, pero con ganado deambulando, PES= selva en pago por servicios ambientales, Coamil= etapa de cultivo de RTQ, AP= agricultura permanente, PL= pastizales.

Los sitios en RTQ tienen solamente 10% menos carbono total que el que se presenta en OG y 30% menos que en los sitios con PES, los cuales (sitios OG y PES) están en áreas que no son adecuadas para agricultura. Las implicaciones de RTQ en términos de emisiones de GEI son desarrolladas en la siguiente sección.

Los resultados muestran que en un ciclo RTQ de diez años, por tonelada de maíz producida en cada uno de los dos sistemas productivos los almacenes promedio de carbón total durante un ciclo completo de RTQ de diez años (dos años de cultivo, ocho años de descanso) son de 59.94 ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ) y 65.42  $\text{Mg C ha}^{-1}$  en AP; las diferencias en carbono total a largo plazo son relativamente pequeñas. Los resultados obtenidos de almacenes de carbono total fueron después comparados con los escenarios de selva mejor conservadas (OG y PES) para calcular diferencias en emisiones de carbono anualizadas por diez años. Los resultados indican que por tonelada de maíz producida, en el sistema de AP puede emitirse a la atmósfera entre 0.25 y 0.35 ton de carbón, mientras que en entre 0.08 y 0.9 en el sistema de RTQ. Estas diferencias en emisiones de carbono pueden ser considerables, pero no toman en cuenta las emisiones adicionales que están asociadas a la AP como resultado de un uso mayor de insumos provenientes de fuentes de carbono, en forma de fertilizantes y combustibles. La idea de “preservación de la tierra” mediante la intensificación de agricultura es controversial y varios estudios han demostrado que a escala local la intensificación puede, paradójicamente, resultar en un incremento de la deforestación, debido a que un mejoramiento en las condiciones para cultivar eleva la demanda por tierras “paradoja de Jevons” (Angelsen y Kaimowitz, 2001; Byerlee *et al.*, 2014; Gockowski y Sonwa, 2011; Perfecto y Vandermeer, 2010; Pirard y Belna, 2012).

El sistema de RTQ no siempre resulta en deforestación, pero sí en remoción temporal de los árboles, modificando la cobertura vegetal a un paisaje formado de un mosaico de parches de selva con diferentes estadios secundarios (Fox *et al.*, 2000), y los parches resultantes presentan almacenes de carbono con menor concentración, lo cual debería ser considerado como degradación y no deforestación (FAO, 2002). En general estas remociones temporales de cobertura vegetal siguen dos rutas principales; 1) limpiar áreas de selva primaria para convertirla a RTQ, y 2) limpiar áreas con selva en estadio secundario que son parte del ciclo de RTQ y preparar el terreno para cultivar



(Fukushima *et al.*, 2008). En la región de estudio esta ruta es la más frecuente debido a que desde la época colonial de México las selvas y bosques de esta región han sido manejadas para agricultura y ganadería.

Una posible estrategia para capturar más carbono sería que los campesinos dejarán descansar sus parcelas por más tiempo, pero esta estrategia podría tener poca probabilidad de éxito, debido a que los campesinos prefieren no dejar descansar la parcela por más de diez años, debido a que por una parte si los árboles crecen demasiado, derribarlos y preparar el terreno para cultivarlo requeriría mayor esfuerzo cuando ellos eventualmente lo corten; por el otro lado parcelas con mucho más de diez años de descanso no son limpiadas para RTQ porque las autoridades presionan a los campesinos a no limpiar sus parcelas por razones ambientalistas.

## Conclusiones

Dentro de un esquema de REDD+ la agricultura de roza tumba y quema debe ser considerado como degradación en lugar de deforestación.

Los almacenes de carbono total de sitios que están en el sistema agrícola de roza tumba y quema en las selvas bajas caducifolias, pueden tener en promedio mucho más carbono que parcelas con agricultura permanente, y además sólo un 10% menos que los bosques con mejores condiciones de conservación.

Las emisiones de carbono totales por tonelada de maíz producido, provenientes de parcelas en roza tumba y quema, en un periodo de diez años, son ligeramente más elevados que las de cultivo permanente; sin embargo, estas estimaciones no toman en consideración los insumos, en forma de energía y fertilizantes, los cuales son mucho mayores en cultivos permanentes.

## Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo dentro de las actividades relacionadas con tres proyectos: “Addressing forest degradation in Mexico through REDD+”, financiado por Climate Works, “Estudio para determinar el estado de degradación y potencial de restauración en ecosistemas forestales bajo manejo de la Cuenca Baja Del Río Ayuquila” financiado por la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, con apoyo de CONAFOR y la Agence Française de Développement (AFD); y “Linking local action with international climate agreements in the dry tropical forests of Mexico”, financiado por The Netherlands Organisation for Scientific Research (NWO)–Science for Global Development (WOTRO).

## Bibliografía

- Angelsen A., D. Kaimowitz. 2001. When does technological change in agriculture promote deforestation? Tradeoffs or Synergies? In: Lee, D. R., C. B. Barrett (eds). Agricultural intensification, economic development, and the environment. CABI International. 89–114 pp.
- Borlaug N. E. 2000. Ending world hunger: the promise of biotechnology and the threat of antiscience zealotry. *Plant Physiology* 124:487-490.
- Borlaug N. E. 2007. Feeding a hungry world. *Science* 318:5849.
- Byerlee D., J. Stevenson, N. Villoria. 2014. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? *Global Food Security* 3:92–98.
- Chávez B. C. 1983. Coamil, un sistema de producción agrícola tradicional en Jalisco. Tesis de Licenciatura. Escuela de Agricultura, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- Chazdon R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:51–71.

- Chazdon R. L., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 362:273-89.
- Delaney M., S. Brown, A. E. Lugo, A. Torres-Lezama y N. Bello Quintero. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forests located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13:697-708.
- FAO. 2002. Proceedings. Second expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/005/Y4171E/y4171e00.htm>
- Fox J., D. M. Truong, A. T. Rambo, N. P. Tuyen, L. T. Cuc, S. Leisz. 2000. Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. *Bioscience* 50:521-528.
- Fukushima M., M. Kanzaki, M. Hara, T. Ohkubo, P. Preechapanya, C. Choocharoen. 2008. Secondary forest succession after the cessation of swidden cultivation in the montane forest area in Northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 255:1994-2006.
- Gerritsen P. R. W. 2002. DIVERSITY AT STAKE: A farmers' perspective on biodiversity and conservation in Western Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad de Wageningen, Países Bajos. 286 pp.
- Gockowski J., D. Sonwa. 2011. Cocoa intensification scenarios and their predicted impact on CO<sub>2</sub> emissions, biodiversity conservation, and rural livelihoods in the Guinea rain forest of West Africa. *Environmental Management* 48:307-321.
- Houghton R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. *In*: Moutinho, P., S. Schwartzman (eds). *Tropical Deforestation and Climate Change*. Amazon Institute for Environmental Research, Belém, Brazil, and Environmental Defense, Washington D.C.
- Jaramillo V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings, L. J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Jardel E., M. Skutsch, R. Martínez, J. Morfin, T. Allende, E. Vega, L. Morales, A. Ghilardi. 2012. Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo, escenario de referencia de carbono y diseño preliminar del mecanismo de Monitoreo, Reporte y Verificación en los diez municipios de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, Jalisco. Informe final. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. 63 pp.
- Jourdain D., E. Scopel, F. Affholder. 2001. The Impact of conservation tillage on the productivity and stability of maize cropping systems: A case study in Western Mexico. CIMMYT Economics working paper 01-02. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, México.
- Lebrija-Trejos E., F. Bongers, E. A. Pérez-García, J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40:422-431.
- Lebrija-Trejos E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:267-275.
- Martínez-Yrizar A., J. Sarukhan, A. Perez-Jimenez, E. Rincon, J. M. Maass, A. Solis-Magallanes, L. Cervantes. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96.
- Miranda F., E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
- Perfecto I., J. Vandermeer. 2010 The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5786-5791.
- Pirard R., K. Belna. 2012. Agriculture and deforestation is REDD+ rooted in evidence? *Forest Policy and Economics* 21:62-70.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Raintree J. B., K. Warner. 1986. Agroforestry pathways for the intensification of shifting cultivation. *Agroforestry Systems* 4:39-54.
- Read L., D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13:85-97.
- Seidenberg C., O. Mertz, M. B. Kias. 2003. Fallow, labour and livelihood in shifting cultivation: implications for deforestation in northern Lao PDR. *Geografisk Tidsskrift. Danish Journal of Geography* 103:71-80.
- Toft K. H. 2012. GMOs and global justice: applying global justice theory to the case of genetically modified crops and food. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 25:223-237.
- UN-REDD. 2010. The UN-REDD Programme Strategy 2011-2015. Food and Agriculture Organization of the United Nations, United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme. 34 pp.
- Vargas R., M. F. Allen, E. B. Allen. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14:109-124.

### 3.14 Restauración del suelo y la captura de carbono como servicio ecosistémico de los pastizales áridos

Pérez-Romero Luis<sup>1</sup>; López-Cervantes Rubén<sup>2</sup>; De León-González Luis L.<sup>1</sup>; Bolívar-Duarte Manuela<sup>3</sup>; Hernández-Javalera Iliana I.<sup>1</sup> y Dueñez-Alanis José<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Recursos Naturales Renovables, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Periférico Luis Echeverría S/N, Lourdes, CP 25070, Saltillo, Coahuila, México. Autor para correspondencia: lupero53@hotmail.com.

<sup>2</sup>Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Periférico Luis Echeverría S/N, Lourdes, CP 25070, Saltillo, Coahuila, México

<sup>3</sup>Departamento de Riego y Drenaje, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Periférico Luis Echeverría S/N, Lourdes, CP 25070, Saltillo, Coahuila, México

#### Resumen

La gestión inadecuada de los pastizales ha degradado grandes extensiones de ellos, problema ambiental que muestra implicaciones directas sobre estos ecosistemas. Restaurar su funcionalidad a través de prácticas de pastoreo y estrategias ecológicas más sostenibles, pueden mejorar el funcionamiento de los ecosistemas. Colateralmente pueden retener cantidades significativas de carbono atmosférico, mitigando el cambio climático. El objetivo del presente trabajo fue estimar el secuestro de carbono en suelos de pastizal degradado por efecto del disturbio como estrategia de manejo. El estudio se realizó en un pastizal degradado caracterizado por suelo desprovisto de vegetación. La precipitación promedio es de 418 mm. La aplicación consistió en realizar un disturbio superficial al suelo y adicionar ramas de gobernadora y mezquite, además de la adición de semillas de navajita. En cada parcela se muestreó vegetación, mantillo y suelo. A cada muestra se le determinó carbono orgánico, ácido húmico y fúlvico y densidad aparente. El disturbio provoca que exista un incremento en el secuestro de carbono con respecto al control por un periodo de 12 años. Asimismo, se discute la distribución del carbono a diferentes profundidades. Restaurar los pastizales degradados además de mejorar la producción de forraje, al mismo tiempo, se puedan obtener cantidades significativas de carbono atmosférico en dichos ecosistemas.

**Palabras clave:** manejo del suelo, disturbio, COS, pastizal árido.

#### Abstract

The inadequate management of the rangeland has degraded vast tracts of these, environmental problem which shows direct implications on these ecosystems. Restore its functionality through grazing and more sustainable ecological strategies, practices can improve the functioning of these ecosystems. They can collaterally retain significant amounts of atmospheric carbon, mitigating climate change. The objective of the present study was to estimate carbon sequestration in soils of rangelands degraded due to the disturbance as a management strategy. The study was conducted on a degraded rangeland characterized by a bare soil. The average precipitation is the 418 mm. The application consisted to disturb the soil surface and add branches of creosote bush and mesquite, as well as the addition of seeds of bluegramma. In each plot are sampling vegetation, mulch and soil. Each sample was determined organic carbon, humic and fulvic acid, and bulk density. Disturbance causes that there is an increase in the sequestration of carbon relative to the control for a period of 12 years. Also, the distribution of carbon at different depths was observed. Restore rangelands degraded as well as improving forage production at the same time to obtain significant amounts of atmospheric carbon in these ecosystems.

**Key words:** soil management, disturbance, COS, arid rangelands and.

## Introducción

Los pastizales del Norte de México, están caracterizados por presentar diversos signos de degradación. La gestión inadecuada de estas tierras ha deteriorado grandes extensiones de pastizales, problema ambiental que muestra implicaciones directas sobre los ecosistemas. Restaurar su funcionalidad a través de prácticas de apacentamiento y estrategias ecológicas más sostenibles pueden mejorar su funcionamiento. La intervención antropogénica es necesaria para intentar recuperar la mayor cantidad de atributos originales y estrategias del ecosistema degradado (Sánchez, 2008), siendo una de sus metas invertir el proceso de degradación. Sin embargo lograr su estabilidad dependerá de los componentes, de las características intrínsecas del ecosistema y de las características del disturbio (García-Oliva, 2008).

La degradación de los pastizales, conllevan también a la degradación del suelo caracterizado por degradación física, química y biológica, recuperar su funcionalidad dependerá de la vegetación y de la actividad microbiana, recuperando la estructura del suelo y reducción de la erosión hídrica (García-Olivia, 2008). Esta recuperación implica diversos niveles jerárquicos, es decir desde nivel parche hasta nivel paisaje (Hoobs, 2002; Visser *et al.*, 2004).

El disturbio artificial puede ser considerado como una estrategia ecológica para la restauración de los ecosistemas. Se considera que el disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que modifica la estructura de cualquier nivel jerárquico, cambiando sus recursos (Pickett y White, 1985).

Los pastizales áridos han experimentado grandes cambios, debido al sobre pastoreo, al cambio climático y a la supresión del fuego (Fredickson *et al.*, 1998). Los cambios estructurales de los pastizales y su fragmentación han provocado un incremento en los escurrimientos y la erosión, una disminución de la biodiversidad a través del aislamiento, incremento en la invasión de especies y una disminución en la cantidad y calidad del forraje para herbívoros domésticos y silvestres (Desmond *et al.*, 2005). Actualmente existen evaluaciones aplicadas a la función de los ecosistemas que conllevan a identificar la disfuncionalidad de los mismos, teniendo como resultado el identificar y tomar decisiones para llevar a cabo prácticas de restauración (Tongway, 1990; Tongway *et al.*, 2004). Esto permite identificar en relación a la heterogeneidad del paisaje los procesos dañados y así poder manipular los flujos de recursos. La restauración de los pastizales áridos puede ser manipulada para recuperar la funcionalidad de la vegetación y suelo (Tongway y Ludwing, 1996; Ludwing y Tongway 2006).

La aplicación de ramas sobre parches de suelo degradado es efectiva para revertir el proceso y tener suelo más productivo, promoviendo condiciones apropiadas para el establecimiento y crecimiento de gramíneas. La incorporación de ramas sobre la superficie de suelos degradados mejora la calidad del hábitat y su potencial productivo (Tongway y Ludwing, 1996), revirtiendo los procesos degradados.

Existe un incremento significativo en el almacenamiento de carbono en respuesta al manejo comparado a sitios de pastizales degradados indicando con esto, el potencial de la restauración de la calidad del suelo a través de la rehabilitación del pastizal (Nureithi *et al.*, 2014). Curtin (2002), establece que excluir del apacentamiento los pastizales degradados por sí solo no es suficiente para su recuperación y la conservación de los pastizales, requiriendo de la restauración de los procesos de estos ecosistemas. El objetivo del proyecto fue evaluar el efecto del disturbio superficial del suelo sobre el secuestro de carbono en pastizales degradados.

## Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en suelos de pastizales degradados. El suelo está caracterizado como suelo de aluvión, pobre en nitrógeno total (0.08%) rico en fósforo aprovechable (78.5 kg ha<sup>-1</sup>), mediano en materia orgánica (1.39%) pH alcalino (8.2%) y de una textura migajón-arcilloso. Sobre un sitio

degradado (suelo desnudo) se seleccionaron 16 parcelas de 5 x 5 m. La aplicación de tratamientos consistió en realizar un disturbio superficial al suelo (7 cm), y posteriormente aplicar ramas de gobernadora y mezquite. En cada parcela se aplicaron los siguientes tratamientos: control, ramas sin disturbio, ramas+disturbio, ramas+disturbio+semilla (*Bouteloua gracilis*). Las variables de respuesta al disturbio consideradas fueron: producción de fitomasa aérea y mantillo, carbón orgánico del suelo y ácidos húmicos y fúlvicos.

#### *Producción de fitomasa aérea*

La producción de fitomasa se evaluó al final del período de crecimiento de las especies existentes en cuadrantes de 0.50 x 0.50 cm, distribuidos al azar. Se cortó al ras del suelo y se colocó en bolsas de papel y la muestra se puso en una estufa de aire forzado a una temperatura de 60 °C. Para el mantillo se realizó en cuadrantes de 0.25 x 0.25 cm, distribuidos al azar, colectándolo y pesándolo.

#### *Carbono orgánico en suelo*

En el sitio, el suelo fue muestreado a diferentes profundidades (0-10 y 11-20 cm). La muestra fue colectada con un extractor de núcleos, depositando el suelo en bolsas para la determinación del carbono orgánico. A cada muestra se le determinó carbono orgánico utilizando el método de Walkle y Black, y Alisson, para la densidad aparente bajo el método de la probeta utilizando la fórmula 1 para los ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF) con la metodología propuesta por López *et al.*, (2006).

$$Da = m/v \quad (1)$$

Para estimar el carbón orgánico del suelo se utilizó la fórmula 2.

$$COS = \% \text{ carbón orgánico} * Da * \text{profundidad del suelo} \quad (2)$$

El análisis estadístico se realizó bajo un diseño completamente al azar, cuando el ANVA resultó significativo, la comparación entre medias se realizó bajo la prueba de Diferencia Mínima Significativa (DMS) a una probabilidad del 95%.

## **Resultados y discusión**

#### *Producción de fitomasa aérea*

La respuesta de la producción de materia seca es variable y depende del tipo de disturbio, del banco de semilla y de otros factores, así como de las condiciones ambientales. Se observa que el disturbio tiene un efecto sobre la producción de materia seca durante los diferentes años (Cuadro 1). Durante el 2005, se muestra un efecto significativo del disturbio para las condiciones de D+R y D+R+S siendo diferentes con respecto a R y control.

**Cuadro 1.** Producción de fitomasa (kg MS ha<sup>-1</sup> respuesta el disturbio superficial del suelo en pastizales degradados

<b>Tratamiento</b>	<b>2009</b>	<b>2013</b>	<b>Total</b>
Control	0.0	0.0	0.0
Ramas	1418.0	1777.5	37.0
Disturbio+ramas	3173.68	8433.7	25.0
Disturbio+ramas+semilla	2814.34	4722.5	19.0

Para el 2013, se muestra que el disturbio superficial aplicado al suelo tiene un efecto significativo para la producción de materia seca, observándose que D+R produce hasta 8433.7 kg MS ha<sup>-1</sup> el cual es hasta 1.8 veces mayor que D+R+S y de 4.7 veces más que ramas (R).

### *Carbono orgánico en el suelo*

Las estrategias mecánicas que provocan disturbio, para el manejo de los pastizales han sido usadas para promover la sucesión ecológica y consecuentemente el estado de salud de los pastizales. Los efectos del disturbio superficial del suelo mostraron una significancia para los tratamientos D+R (47.97 ton C ha<sup>-1</sup>) y D+R+S (47.27 ton C ha<sup>-1</sup>) con respecto a los demás tratamientos, dado que el control únicamente mostró aproximadamente 35.9 ton C ha<sup>-1</sup> (Cuadro 2). Esto significa un incremento del 17.22% con respecto al control, correspondiendo a una tasa de 1.5 ton C ha<sup>-1</sup>/año.

Con respecto a la profundidad, se muestran efectos significativos para los tratamientos D, D+R y D+R+S ya que éstos son iguales con niveles de 41.86 a 51.4 ton C ha<sup>-1</sup>, siendo por lo tanto, diferentes significativamente a la respuesta del carbono secuestrado en ramas y el control para una profundidad de 0-10 cm. Una misma tendencia se muestra para la profundidad de 11-20 cm (Cuadro 3).

**Cuadro 2.** Secuestro de carbono (ton C ha<sup>-1</sup>) en vegetación y suelo degradado en relación al disturbio superficial del suelo.

Tratamiento	Vegetación	Suelo	Total
Control	0.0	35.00	35.00
Ramas	7.0	37.70	44.79
Disturbio+ramas	3373.48	47.49	3421.45
Disturbio+ramas+semilla	1789.0	47.27	1836.2

**Cuadro 3.** Secuestro de carbono (ton C ha<sup>-1</sup>) en el suelo a dos profundidades en aspectos al disturbio superficial del suelo en pastizales áridos.

	0-10	11-20
Control	35.9	34.8
R	37.1	42.0
R+D	44.2	51.75
R+D+S	51.4	53.15

### *Ácidos húmicos y fúlvicos*

El proceso de humificación de cualquier tipo de materia orgánica, es la transformación de compuestos como la celulosa y la lignina, por la presencia de microorganismos como los hongos. Estos microorganismos requieren de ciertas condiciones del medio ambiente para descomponer a los componentes orgánicos mencionados. Sin embargo, estas condiciones no se presentaron en el sitio por lo que, los valores superiores fueron los de los ácidos fúlvicos (AF) en las dos profundidades (Cuadro 4); se observa que, las cantidades de ácidos húmicos (AH) son inferiores a los AF en un 100%. Además, a mayor tiempo de humificación de la materia orgánica, mayor cantidad de AH y a la inversa, es decir a menor tiempo de humificación mayor cantidad de AF (Stevenson, 1984).

**Cuadro 4.** Efecto del disturbio superficial del suelo sobre los ácidos húmicos (%) en pastizales degradados.

	0-10		11-20	
	AH	AF	AH	AF
Control	1.0	2.0	0.3	2.1
Ramas	1.1	2.0	0.8	2.2
R+D	1.8	1.5	0.9	1.2
R+D+S	0.9	2.4	0.3	2.1

### *Implicaciones prácticas de manejo*

El disturbio superficial del suelo juega un papel importante en la restauración de pastizales áridos degradados. Esta práctica de manejo provoca la regeneración del nicho, promoviendo la revegetación natural en respuesta a condiciones ambientales favorables, como es la precipitación. Lo que promueve un incremento en la materia orgánica y carbono orgánico en el material proveniente de la descomposición del material vegetativo incorporado (ramas) de especies de arbustivas de los ecosistemas. Este almacenamiento de carbón orgánico en el suelo a través del tiempo permite mitigar las elevadas concentraciones de CO<sub>2</sub> del ambiente. Por lo tanto, la restauración de pastizales degradados a través de prácticas ecológicas conlleva a ser considerados como ecosistemas importantes desde el punto de vista ambiental. El efecto simulado en este estudio puede ser llevado a cabo a través de la aplicación del rodillo aireador antes de la época de lluvias bajo condiciones similares.

### **Bibliografía**

- Curtin C. H. G. 2002. Livestock grazing, rest and restoration in arid landscape. *Conservation Biology* 16:840-842.
- Desmond M. J., K. E. Young, B. C. Thompson, R. Valdez, A. T. Lafon. 2005. Habitat association and conservation of grassland in the Chihuahuan Desert Region: the case studies in Chihuahua, Mexico. *In: Cartron, J. L., E. Ceballos, R. S. Felger (eds). Biodiversity, ecosystem and conservation in northern Mexico Oxford University Press N.Y.*
- Fredrickson E., K. M. Havstad, R. Estell, P. Hyder 1998. Perspectives on desertification: southwestern United States. *Journal of Arid Environments* 39:191-207.
- García-Oliva F. 2008. Algunas bases ecológicas del enfoque ecosistémico para la restauración. *En: Sánchez, O., E. Peters, R. Marquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdes, D. Azura (eds). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de medio Ambiente y Recursos Naturales, México. pp. 101-111.*
- Hoobs J. R. 2002. The ecological context: a Landscape perspective. *In: Perrow, R. M., A. J. Davy (eds). Handbook of ecological restoration: principles of restoration. Volumen I. Cambridge University Press. pp. 24-45.*
- López C. R., A. Gallegos del T., E. Peña, C. A. Reyes, L. R. Castro, J. F. Chávez. 2006. Substancias húmicas de origen diverso en algunas propiedades físicas de un suelo franco arcilloso limoso. *Terra Latinoamericana* 24:303-310.
- Ludwing J. A., D. J. Tonway. 2006. Rehabilitation of semiarid landscape in Australia II. Restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4:398-406.
- Nureithi M., A. Verdoodt, C. K. K. Gachene, J. T. Njoka, V. O. Wasonga, S. de Neve, E. Meyerhoff, E. Rants. 2014. Impact of enclosure management of soil proprieties and microbial biomass in ha restoret semiarid rangeland, Kenya. *Journal of Arid land* 6:561-570.
- Pickett S. T. A., P. S. White. 1985. The ecological of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. 472 pp.
- Sánchez O. 2008. Restauración ecológica algunos conceptos, potenciales y debates. México XXI. *En: Sánchez, O., E. Peters, R. Marquez-Hurtzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés, D. Azura (eds). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de medio Ambiente y Recursos Naturales, México. pp. 15 -29.*
- Stevenson F. J. 1984. Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. 2<sup>nd</sup> edition. Jonh Wiley y Sons Inc.
- Tongway D. J. 1990. Soil and landscape processes in the restoration of rangeland. *The Australia Rangeland Journal* 12:54-57.
- Tongway D. J. J., A. Ludwing. 1996. Rehabilitation semiarid landscape in Australian. I Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4:388-397.
- Tongway D. J. J., J. Cortina, F. T. Maestre. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Revista Ecosistemas* 13:2-15.

Visser N., J. C. Boths and M.B. Hardy 2004. Re-establishing vegetation on bare patches in the Mama karoo. South Africa. *Journal Arid Environments*. 157:175-177.



### 3.15 Integración de una base de indicadores sociales, económicos y ambientales para la valoración de la oferta de servicios ecosistémicos en el Estado de México

Peralta-Zúñiga Kathia<sup>1</sup>; Marín-Sosa Ma. I.<sup>2</sup> y Aguilar-García Ana L.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco km 38.5, CP 56227, Texcoco, México. Autor para correspondencia: kathia320@hotmail.com

<sup>2</sup>Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, México.

#### Resumen

Dentro del proyecto RETUS con BASES que actualmente desarrolla la Protectora de Bosques del Estado de México, por medio del Programa Mexicano del Carbono A. C., se plantea la integración de un sistema de valoración ambiental-económica-financiera de la oferta de servicios ecosistémicos y biodiversidad en la entidad. Este sistema forma parte de los componentes para el desarrollo de mercados de carbono y mercados “premium” asociados a servicios hidrológicos y biodiversidad, por lo que su integración es relevante. Para obtener insumos esenciales para el desarrollo del sistema, se revisó la información existente de indicadores e índices asociados a valoraciones sociales, económicas y ambientales (pobreza, seguridad alimentaria, equidad de género, agua, biodiversidad, etc.), a escala estatal, municipal y local. Esta información se ha generado periódicamente por diversas dependencias (como CONEVAL, CONAPO, CONABIO, SINAIS, INEA, entre otras), pero ha sido reportada principalmente por INEGI. En el presente trabajo se revisó lo publicado por INEGI y por las fuentes originales. Como resultado, se integró una base de indicadores considerando cuatro temas generales: 1) demográfico y social; 2) económico; 3) gobierno, seguridad pública e impartición de justicia y 4) medio ambiente. Asimismo, se integró una base de control en la que se indican las variables o atributos de cada indicador, así como su escala y periodo de representación. El diseño de la base y una síntesis de la información contenida se presentan en este trabajo.

**Palabras clave:** índices, servicios ambientales, banco de información de INEGI, catálogo nacional de indicadores.

#### Abstract

Within the project BASES challenges currently developing the Protection of State Forests of Mexico, through the Mexican Carbon Program A. C., the integration of a system of financial-economic and environmental assessment of the supply of ecosystem services and biodiversity posed in the entity. This system is part of the components for the development of carbon markets and markets "premium" associated with hydrological services and biodiversity, so their integration is relevant. For essential inputs for the development of the system, the existing information on indicators and indices associated with social, economic and environmental assessments (poverty, food security, gender equality, water, biodiversity, etc.) to state, municipal revised and local. This information is generated periodically by various agencies (such as CONEVAL, CONAPO, CONABIO, SINAIS, INEA, among others), but has been mainly reported by INEGI. In this paper we reviewed published by INEGI and the original sources. As a result, a base of indicators considering joined four general topics: 1) demographic and social; 2) economic; 3) government, public safety and law enforcement and 4) environment. Also, a base control in the variables or attributes of each indicator are shown joined, and its scale and representative period. The base design and synthesis of the information presented in this work.

**Key words:** index, environmental services, information bank INEGI, national catalog of indicators.

## Introducción

En el marco del proyecto RETUS con BASES EDOMEX se plantea la integración de un sistema de valoración ambiental-económica-financiera de la oferta de servicios ecosistémicos y biodiversidad en el Estado de México. Este sistema forma parte de los componentes para el desarrollo de mercados de carbono y de mercados “Premium”, éstos últimos integran también a los servicios hidrológicos y la biodiversidad. Para el desarrollo de este sistema se requiere información de métricas asociadas a valoraciones sociales (como calidad de vida, pobreza, rezago social, seguridad alimentaria, etc.), valoraciones económicas (finanzas públicas y actividades económicas) y valoraciones ambientales (superficie reforestada, recursos hidrológicos, etc.), con diferentes escalas territoriales (estatal, municipal y local). Esta información también es esencial para la integración de un sistema de salvaguardas sociales y ambientales, así como para el desarrollo de un sistema de gobernanza multi-escala.

Este tipo de valoraciones se ha generado periódicamente en forma de indicadores por diferentes Unidades del Estado como: el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL), Instituto Nacional para la Educación de los Adultos (INEA), el Sistema Nacional de Información en Salud (SINAIS), entre otros.

Actualmente se cuenta con una gran diversidad de indicadores en distintos tópicos, con representatividad a diferentes escalas territoriales y con cobertura temporal variable. El análisis de indicadores es una parte crucial del presente proyecto, pues permitirá medir el impacto de las políticas públicas en las condiciones de la sociedad y en la oferta de servicios ambientales. Este análisis arrojará información relevante para la toma de decisiones relacionadas con el desarrollo de mercados de servicios ambientales y la integración de los sistemas de salvaguardas y gobernanza.

## Materiales y métodos

Para integrar la base de indicadores del Estado de México se consideran tres pasos generales, que incluyen desde la identificación de fuentes disponibles, hasta la integración de bases maestras y sus metadatos. A continuación se describe paso a paso el procedimiento empleado.

### *Identificación de fuentes y tipo de información disponible*

Mediante una búsqueda exhaustiva en internet se identificaron las principales fuentes nacionales y estatales encargadas de generar información de indicadores en diversos temas como: calidad de vida, pobreza, educación, población, medio ambiente, salud, entre otros.

A nivel nacional, el organismo principal encargado de concentrar y publicar este tipo de información es el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), a través de su Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica (SNIEG). De este modo, se consultó el Catálogo Nacional de Indicadores (CNI) reportado en el SNIEG, para tener una guía general del tipo de indicadores disponibles para el Estado de México.

El CNI es un conjunto de indicadores clave con sus metadatos y series estadísticas correspondientes, que tiene como objetivo ofrecer información que resulta necesaria para el diseño, seguimiento y evaluación de políticas públicas de alcance nacional (INEGI, 2013a). Estos indicadores se elaboran a partir de información básica de proyectos como:

- a) Censos nacionales (de población y vivienda, económicos, agropecuarios, entre otros), Sistemas ambientales y esquemas de gobierno, seguridad pública e impartición de justicia.
- b) Sistemas integrados de encuestas (hogares, unidades económicas, seguridad pública, entre otros) e inventarios de recursos naturales y medio ambiente.
- c) Registros administrativos.



## d) Registros particulares en Unidades del Estado.

Los indicadores que se generan de esta información abarcan, como mínimo, los temas que se indican en la Figura 1.



**Figura 1.** Temas integrados al Catálogo Nacional de Indicadores de INEGI.

En la generación de los indicadores participan principalmente 18 Unidades del Estado (UE), las cuales deben calcularlos en forma regular y periódica (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Lista de Unidades del Estado (UE) encargadas de la generación de indicadores.

Siglas	Nombre de la Unidad del Estado
BANXICO	Banco de México
CONACYT	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONAPO	Consejo Nacional de Población
CONEVAL	Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social
IFT	Instituto Federal de Telecomunicaciones
INEA	Instituto Nacional para la Educación de los Adultos
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INEE	Instituto Nacional para la Evaluación de la Educación
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
SALUD	Sistema Nacional de Información en Salud (SINAIS)
SE	Secretaría de Economía
SEDESOL	Secretaría de Desarrollo Social
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SENER	Secretaría de Energía
SEP	Secretaría de Educación Pública
SHCP	Secretaría de Hacienda y Crédito Público
STPS	Secretaría del Trabajo y Previsión Social
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

*Recopilación y almacenamiento de información*

Una vez que se ubicaron las fuentes disponibles, se procedió a descargar la información (series de datos) desde los portales de internet correspondientes. En el Cuadro 2 se desglosa el tipo de información encontrada para todas las fuentes consultadas.

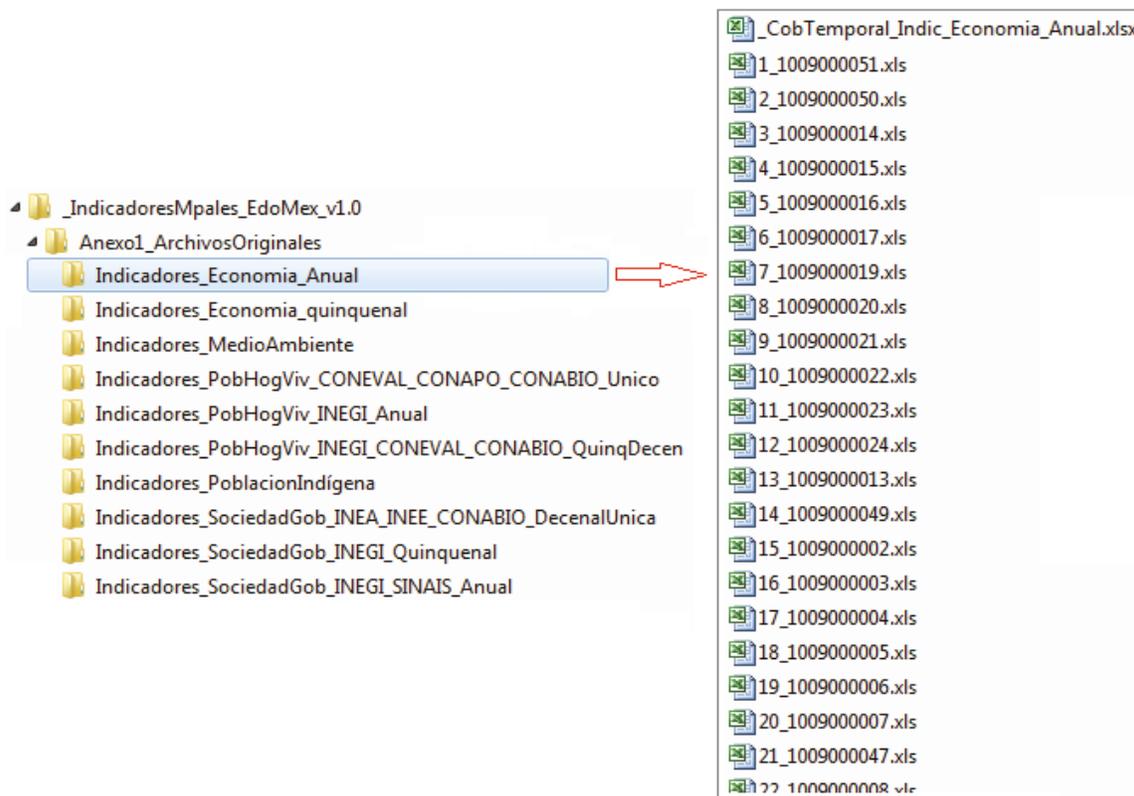
**Cuadro 2.** Tipo de información recopilada, según la fuente de consulta.

<b>Fuente</b>	<b>Escala de los indicadores</b>	<b>Temas que abordan los indicadores</b>	<b>Notas adicionales</b>
Catálogo Nacional de Indicadores de INEGI (INEGI, 2013a)	Nacional y Estatal	Demográfico y Social Economía Gobierno, seguridad pública e impartición de justicia Medio Ambiente	Esta base contiene indicadores en todos los temas e integra información generada por todas las Unidades del Estado
Banco de Información de INEGI (INEGI, 2013b)	Municipal	Población, hogares y vivienda Sociedad y gobierno Economía Medio Ambiente	En esta base se encuentran indicadores de todos los temas a la escala municipal. Al igual que en el CNI, la información es generada por todas las UE que se enlistan en el Cuadro 1.
Bases originales del CONEVAL (CONEVAL, 2010)	Nacional, Estatal, Municipal y Localidad	Demográfico y social Población, hogares y vivienda	Esta base contiene información de los subtemas: calidad de vida, pobreza y marginación, cohesión social e ingreso per cápita.
Bases originales del INEA (INEA, 2012)	Nacional, Estatal y Municipal	Sociedad y gobierno	Esta base contiene información particular del subtema: Rezago educativo
Bases originales del INEE (INEE, 2013)	Nacional, Estatal y Municipal	Sociedad y gobierno	Esta base contiene información particular del subtema: indicador educativo
Bases originales de CONAPO (CONAPO, 2000)	Nacional, Estatal, Municipal y Localidad	Población hogares y vivienda	Esta base contiene información de los subtemas: proyecciones de la población, fecundidad, vida reproductiva, salud materna, atención a la mujer embarazada, enfermedades de transmisión sexual, entre otros.
Bases originales del SINAIS (DGIS, 2014)	Estatal y Municipal	Sociedad y gobierno	Esta base contiene información sobre distribución de la población según derechohabencia de servicios de salud
Bases originales de la CONABIO (CONABIO, 2010)	Municipal y Localidad	Sociedad y gobierno	Esta base contiene información complementaria sobre población indígena, alfabetismo, ocupación y empleo, calidad de vida, entre otros.



Como se muestra en la Figura 3, para almacenar los archivos originales se generaron sub-directorios por tema (*i. e.*, economía, medio ambiente, población indígena, etc.) y según la temporalidad con la que se reporta el indicador (*i.e.*, anual, quinquenal, etc.). Así, cada subdirectorio contiene únicamente la información de los indicadores correspondientes al tema y temporalidad que se indica en el nombre de la carpeta.

El archivo de control que se muestra en la Figura 2 también se dividió para obtener las partes correspondientes a cada uno de los subdirectorio que se muestran en la Figura 3. Así, por ejemplo, la carpeta *Indicadores\_Economia\_Anual* contiene los indicadores del tema Economía que fueron reportados a nivel anual, así como el archivo de control nombrado como: “\_CobTemporal\_Indic\_Economia\_Anual.xls” (Figura 4).



**Figura 4.** Archivos originales de los indicadores del tema “economía” reportados de forma anual.

Como se puede ver en la Figura 4, los archivos al interior de cada subdirectorio se nombraron según la numeración consecutiva y el Id del indicador al que pertenece la información (mismos que se pueden verificar en el archivo de control correspondiente). De esta forma, en el archivo de control (Figura 2) se puede revisar que el archivo *1\_1009000051.xls* contiene información del indicador “Monto pagado por el PROCAMPO”, el cual pertenece al subtema “Actividades primarias/agricultura” y al tema “Economía”. En el archivo de control también se puede ver que la unidad de medida es “miles de pesos” y que se cuenta con datos correspondientes al periodo 1994-2011, dentro del cual cinco años no reportan información. En la Figura 5 se muestra una vista de la información de este indicador.



Clave del municipio	Municipio	Unidad de medida	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
96	Tequixquiac	Miles de pesos	ND	2201	2237	2277	2266	2234												
97	Texcaltitlán	Miles de pesos	ND	2730	2422	2558	2449	2415												
98	Texcalyacac	Miles de pesos	ND	490	497	532	469	440												
99	Texcoco	Miles de pesos	ND	4482	4017	4170	3902	3773												
100	Tezoyuca	Miles de pesos	ND	342	310	257	253	253												
101	Tiangustenco	Miles de pesos	ND	299	249	237	270	178												
102	Timilpan	Miles de pesos	ND	3661	3558	3799	3592	2808												
103	Tlalmanalco	Miles de pesos	ND	1190	1219	1243	1126	1082												
104	Tlalnepantla de Baz	Miles de pesos	ND	268	266	289	143	148												
105	Tlatlaya	Miles de pesos	ND	19566	19614	20751	19166	18987												
106	Toluca	Miles de pesos	ND	6149	5897	5749	5449	5210												
107	Tonatico	Miles de pesos	ND	726	757	732	715	719												
108	Tultepec	Miles de pesos	ND	206	214	176	178	179												
109	Tultitlán	Miles de pesos	ND	90	89	76	76	76												
110	Valle de Bravo	Miles de pesos	ND	3296	2846	3022	2868	2720												
111	Villa de Allende	Miles de pesos	ND	14640	13773	14942	13165	12646												
112	Villa del Carbón	Miles de pesos	ND	5998	5904	6549	6360	4886												
113	Villa Guerrero	Miles de pesos	ND	682	670	698	595	603												
114	Villa Victoria	Miles de pesos	ND	20641	20100	20170	18695	18169												
115	Xonacatlán	Miles de pesos	ND	1227	1153	1099	1122	1078												
116	Zacazonapan	Miles de pesos	ND	1167	1174	1193	1183	1154												
117	Zacualpan	Miles de pesos	ND	3346	3058	3262	3289	3291												
118	Zinacantepec	Miles de pesos	ND	6513	6182	6374	4718	3721												
119	Zumpahuacán	Miles de pesos	ND	546	531	564	562	564												
120	Zumpango	Miles de pesos	ND	3428	3263	3285	3205	3169												
121	Cuautitlán Izcalli	Miles de pesos	ND	629	632	507	496	486												
122	Valle de Chalco Solida	Miles de pesos	ND	0	0	0	0	0												
123	Luvianos	Miles de pesos	0	0	0	0	0	0	ND	0	ND	ND	ND	ND	ND	15006	15027	16264	16348	15543
124	San José del Rincón	Miles de pesos	0	0	0	0	0	0	ND	0	ND	ND	ND	ND	ND	30264	29857	31438	28269	26147
125	Tonantla	Miles de pesos	0	0	0	0	0	0	ND	0	ND	0	ND	ND	ND	0	0	0	0	0

Figura 5. Ejemplo de información del indicador 1009000051 (monto pagado por el PROCAMPO).

De igual forma con el archivo de control (Figura 2), se generaron unos gráficos (Figura 6) donde se muestran el número de años que se encuentran reportadas para cada indicador (los cuales se visualizan en el sentido vertical del gráfico).

En la Figura 6 se muestra un ejemplo de la cobertura Temporal de los Indicadores Anuales del Tema de “Economía”, que pertenece al Subtema “Actividades Primarias/ Agricultura”. En dicho gráfico se aprecia que la mayoría de los indicadores reportan información en el período de 1994 al 2011.

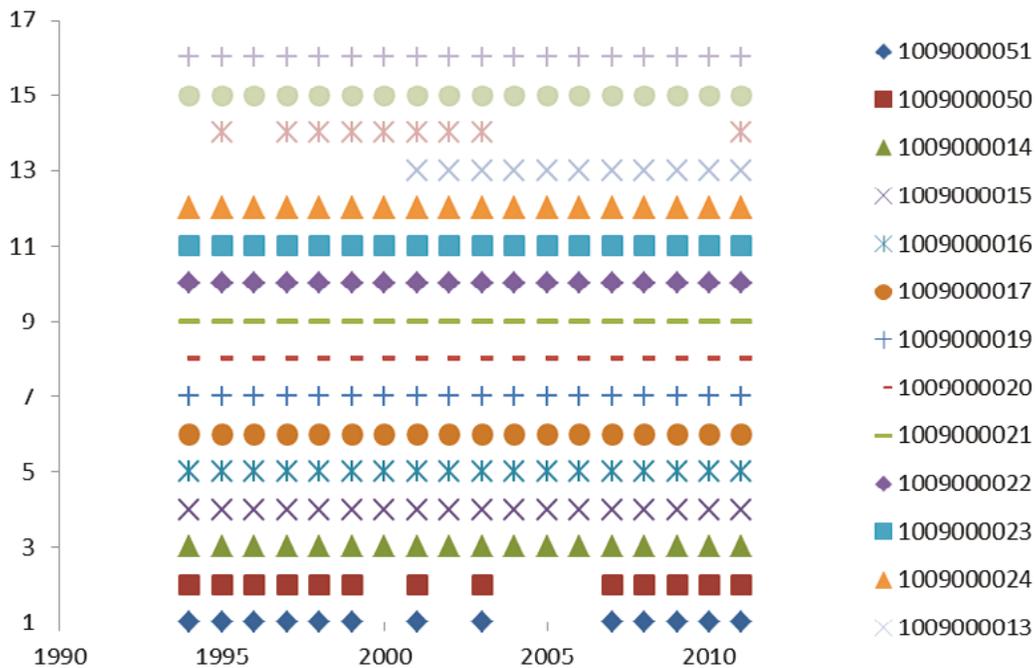


Figura 6. Cobertura Temporal de los Indicadores Anuales del Tema de Economía. (Subtema: Actividades Primarias/Agricultura). Fuente: INEGI.

### Estandarización de la información e integración de bases maestras

Debido a la heterogeneidad de la información recopilada, se requiere un proceso de estandarización para integrar bases maestras útiles a los objetivos del presente proyecto. A continuación se describen los pasos generales para la integración de bases maestras.

- Cruce de archivos de control entre fuentes. Este cruce permitirá identificar duplicidad de indicadores, estandarizar temas y subtemas, así como complementar información faltante.
- Identificación de la periodicidad y cobertura temporal de los indicadores. En los archivos de control de cada fuente. Se integrará el año inicial y año final con que se encuentra reportada la información, asimismo, se indicará la periodicidad de ésta (anual, quinquenal, variable o corte único).
- Integración de ID's o códigos de los indicadores. Cada indicador deberá contar con un código único e irrepetible, el cual se empleará en la integración de las bases maestras.
- Combinación de archivos de control (entre fuentes). Para integrar listados de indicadores según escala territorial y tema. De este ejercicio se generara los listados de los indicadores que integrarán cada base maestra. Para cada escala territorial (estatal, municipal o localidad) se integrarán bases maestras por tema. Asimismo, dependiendo de la cobertura temporal y periodicidad de la información, cada tema se podrá subdividir en información anual o quinquenal.
- Identificación de indicadores repetidos. En los listados generados para la integración de bases maestras. Los listados del paso anterior se revisarán para identificar indicadores repetidos, en cuyo caso se eliminarán las repeticiones.
- Integración de formatos de base maestra. Las bases maestras contienen información de los indicadores que se ubicaron en cada subdirectorío. En la Figura 7 se muestra un ejemplo del formato de estas bases, en el cual se puede ver que los indicadores (sus ID's correspondientes) se ubican en el sentido horizontal de la tabla (como encabezados de columna), mientras que en el sentido vertical se acomodaron las claves y los nombres de los municipios.
- Llenado de bases maestras e integración de diccionarios de datos. Las bases se llenarán con la información reportada en los archivos descargados por cada fuente. El diccionario de datos de cada base se integrará a partir del listado de indicadores correspondiente a cada base maestra.

Organización de los indicadores en la Base Maestra →

CVE_MUN	NOM_MUN	1001000012	1001000013	1003000040	1003000041	1001000010	1001000001	1001000002	1001000009	1001000011	1001000004	1001000006	1001000007	1001000000
1	Acambay de Ruiz Castañeda	289283												
2	Acolman	19956												
3	Aculco	71729												
4	Almoloya de Alquisirás	33308												
5	Almoloya de Juárez	219322												
6	Almoloya del Río	11151												
7	Amanalco	573919												
8	Amatepec	298673												
9	Amecameca	154405												
10	Apaxco	56476												
11	Atenco	96573												
12	Atizapán	14837												
13	Atizapán de Zaragoza	243094												
14	Atlacomulco	349727												
15	Atlix	48400												
16	Avapusco	20926												
17	Ayapango	38410												
18	Calimaya	39000												
19	Capulhuac	22902												
20	Coacalco de Berriozábal	234094												
21	Coatepec Harinas	234475												
22	Cocotitlán	10361												
23	Coyotepec	70330												
24	Cuautitlán	77127												
25	Chalco	661100												
26	Chapa de Mota	98940												
27	Chapultepec	9732												
28	Chilautla	16936												
29	Chicoloapan	145398												

Figura 7. Formato de Base Maestra de los indicadores municipales del tema “Medio Ambiente”.



## Resultados y discusión

En el Cuadro 3 se muestra un resumen final de los indicadores descargados, según fuente y escala territorial. En dicho cuadro se puede ver que se recopiló un total 2976 indicadores, de los cuales el 30% corresponde a la escala nacional, el 37% a la escala estatal, 27% a la escala municipal y casi 6% a la escala de localidad.

**Cuadro 3.** Resumen global de indicadores recopilados, según fuente y escala territorial.

Fuente	No. de Indicadores				Total	
	Escala Nacional	Escala Estatal	Escala Municipal	Escala localidad		
Catálogo Nacional de Indicadores de INEGI	254	389	0	0	643	
Banco de Información de INEGI	0	0	403	0	403	
Bases originales del CONEVAL	199	89	63	12	363	
Bases originales de INEA	33	58	19	0	110	
Bases originales de INEE	78	416	24	0	518	
Bases originales de CONAPO	302	146	14	1	463	
Bases originales de SINAIS	12	12	0	0	24	
Bases de la CONABIO	0	0	296	156	452	
	Total	878	1110	819	169	2976
	%	29.50	37.30	27.52	5.68	100

En el Cuadro 4 se muestra la información de indicadores a escala municipal, así como la periodicidad disponible. En dicho cuadro se puede observar que se tiene mayor número de indicadores en el tema de Sociedad y Gobierno de las Fuentes de INEGI y SINAIS con periodicidad anual.

**Cuadro 4.** Resumen municipal de indicadores recopilados, según tema, fuente y periodicidad.

Tema	Fuentes	Periodicidad	No. de Indicadores	
Economía	INEGI	Anual	107	
		Quinquenal	60	
Medio Ambiente	INEGI	Anual	16	
Población Hogares y Vivienda	CONEVAL, CONAPO, CONABIO	Único	56	
		INEGI	Anual	25
		INEGI, CONEVAL, CONABIO	Quinquenal Decenal	65
Población Indígena	CONABIO	Variable	122	
Sociedad y Gobierno	INEA, INEE, CONABIO	Decenal Único	46	
		INEGI	Quinquenal	26
		INEGI, SINAIS	Anual	297
Total			820	

El Catálogo Nacional de Indicadores proporcionó un panorama de la información existente y permitió dar respuesta a preguntas como: ¿Cuántos indicadores existen y de qué tipo?, ¿En qué temas? ¿Con qué periodicidad? y ¿A qué escala se reporta la información? Sin embargo dada que la mayoría de la información que reporta el CNI es escala estatal, fue necesario consultar las fuentes originales

(Unidades del Estado), ya que la información de mayor utilidad al proyecto RETUS con BASES es la de escala Municipal y de Localidad (alrededor de 33% del total de información recopilada).

La mayor parte de la información municipal se encontró en el Banco de Información de INEGI (INEGI, 2013b). No obstante, se consultaron también las bases originales de algunas Unidades del Estado para integrar información complementaria.

## Conclusiones

La generación de la integración de bases maestras, mediante procesos automatizados, permite analizar múltiples variables para la planificación del sistema de valoración ambiental-económica-financiera-social de la oferta de servicios ecosistémicos y biodiversidad así como para el sistema de salvaguardas sociales y ambientales del Estado de México.

## Bibliografía

- CONABIO. 2010. Portal de Geoinformación del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Consulta: diciembre, 2014).
- CONAPO. 2000. Desarrollo Humano. Índice de desarrollo humano por municipio. Consejo Nacional de Población, México. [http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Desarrollo\\_Humano](http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Desarrollo_Humano) (Consulta: enero, 2015).
- CONEVAL. 2010. Medición de la Pobreza. Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, México. <http://www.coneval.gob.mx/Paginas/principal.aspx> (Consulta: enero, 2015).
- DGIS. 2014. Sistema Nacional de Información en Salud (SINAIS). Dirección General de Información en Salud, México. <http://www.dgis.salud.gob.mx/contenidos/sinais/estadisticas.html> (Consulta: febrero, 2015).
- INEA. 2012. INEA en números. Instituto Nacional para la Educación de los Adultos, México. <http://www.inea.gob.mx/ineanum/> (Consulta: febrero, 2015).
- INEE. 2013. Base de Datos de Tablas Estadísticas. Instituto Nacional para la Evaluación de la Educación México. <http://www.inee.edu.mx/index.php/bases-de-datos/tablas-estadisticas-inee> (Consulta: febrero, 2015).
- INEGI. 2013a. Catálogo Nacional de Indicadores. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/cni/acercade.aspx#2> (Consulta: febrero, 2015).
- INEGI. 2013b. Banco de Información de INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biinegi/> (Consulta: febrero, 2015).



## 3.16 Políticas públicas sobre prácticas de manejo de estiércol en México

Peralta-Zuñiga Kathia<sup>1</sup> y Aguilar-García Ana L.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco km 38.5, CP 56227, Texcoco, México. Autor para correspondencia: [kathia320@hotmail.com](mailto:kathia320@hotmail.com)

<sup>2</sup>Programa Mexicano del Carbono (PMC), Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, México.

### Resumen

El componente “Ganadería y el Manejo de Estiércol”, surge dentro de la iniciativa agricultura, en el marco de la Coalición de Clima y Aire Limpio (CCAC) reconocida como el primer esfuerzo global para hacer frente a los Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC). Se encuentra en la primera fase de realización teniendo como objetivo generar una visión de la actual gestión del manejo integral de estiércol, actividad esencial en los sistemas de producción ganadera que en muchas regiones del mundo no se considera debido a la falta de información sobre las técnicas sustentables que deben llevarse a cabo para mitigar los efectos al ambiente y la salud humana. Esta fase se está realizando a través del diseño de casos de estudio para el manejo integral de estiércol así como la aplicación de cuestionarios sobre políticas y prácticas existentes relacionadas, en 22 países. Tras el análisis y procesamiento de los resultados obtenidos en los cuestionarios, se contará con indicadores de las principales áreas de oportunidades para el cambio de prácticas. El presente trabajo parte del análisis de las políticas e iniciativas existentes relacionadas a manejo de estiércol en los sectores energía, cambio climático, residuos sólidos, desarrollo rural y ambiente, en México, para tener una visión general acerca del marco normativo a nivel Nacional.

**Palabras clave:** marco normativo, energía, cambio climático, desarrollo rural, ambiente.

### Abstract

The component "Livestock and Manure Management" comes within agriculture initiative in the framework of the Coalition for Clean Air and Climate (CCAC) recognized as the first global effort to deal with Short-Lived Climate Pollutants (SLCPs). It is in the first phase of implementation aiming at generating a snapshot of the current management of the integrated manure management, essential activity in livestock production systems in many parts of the world is not considered due to lack of information on technical sustainable to be carried out to mitigate the effects on the environment and human health. This phase is being carried out through the design of case studies for the integrated management of manure and the application of questionnaires related policies and practices in 22 countries. After analyzing and processing the results of the questionnaires, there will be indicators of the main areas of opportunity for changing practices. This work on the analysis of existing policies and initiatives related to manure management in the energy, climate change, solid waste, rural development and environment in Mexico, to have an overview of the regulatory framework at national level sectors.

**Key words:** regulatory framework, energy, climate change, rural development, environment.

### Introducción

El presente trabajo parte del Componente “Ganadería y Manejo de Estiércol” de la iniciativa Agricultura de CCAC, el cual se propone identificar las prácticas de manejo del estiércol en los sistemas ganaderos y mejorar las prácticas existentes para reducir los contaminantes climáticos de vida

corta (CCVC) y otras emisiones nocivas para el medio ambiente, así como la captura de metano como fuente de energía, y optimizar la utilización de nutrientes para la producción agrícola con miras a mejorar la seguridad alimentaria y el desarrollo sostenible en todo el mundo.

Las actividades agrícolas y ganaderas contribuyen directamente a la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) a través de una serie de procesos. La ganadería contribuye a la emisión de metano, por la fermentación entérica y las excreciones de los animales. Estas últimas también son fuente de óxido nitroso (Berra y Finster, 2002).

Los estiércoles son una fuente importante de nutrimentos vegetales. Con un buen manejo se mejora su aprovechamiento, contribuyendo a incrementar el rendimiento y calidad de los productos agrícolas, así como a disminuir la contaminación ambiental. La incorporación o inyección de la fracción líquida del estiércol al suelo disminuye las pérdidas de N, C y S en formas gaseosas (Capulín *et al.*, 2001).

Es necesario implementar un manejo del estiércol apropiado para disminuir la pérdida de nitrógeno, la producción de gases contaminantes y mal olor, de tal manera que se reduzca el impacto al ambiente y los costos de fertilización (Ochoa *et al.*, 2011b)

## Materiales y métodos

Se realizó una revisión bibliográfica a través del internet sobre la legislación, marco normativo federal así como de las políticas públicas, sobre el manejo de los residuos agropecuarios, con interés hacia el estiércol.

## Resultados y discusión

En el Cuadro 1 se mencionan las políticas públicas que hacen mención a los residuos agropecuarios.

**Cuadro 1.** Políticas públicas que hacen mención a los residuos agropecuarios.

Programa	Contenido
Programa Especial de Cambio Climático 2014-2018 (PECC) (DOF, 2014)	<p>Estrategia 3.1 Ejecutar proyectos y acciones de eficiencia energética.</p> <p>Línea de acción: Instrumentar prácticas agrícolas sustentables, aprovechamiento, generación y uso de energías renovables, eficiencia energética, y generación y aprovechamiento de biomasa.</p> <p>Estrategia 4.2 Reducir emisiones de metano en plantas de tratamiento de agua residual, rellenos sanitarios y en los sectores petrolero y agropecuario.</p> <p>Línea de Acción: Promover manejo apropiado de residuos sólidos mediante clausura de tiraderos, apoyos a construcción de rellenos sanitarios, biodigestores y organismos operadores.</p> <p>Estrategia 4.4 Desarrollar instrumentos normativos y de fomento para regular la emisión de contaminantes climáticos de vida corta.</p> <p>Línea de acción: Desarrollar una NOM o Guía de Buenas Prácticas para mitigar emisiones y partículas de fuentes fijas que emplean biomasa.</p>
Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) 2009-2012 (DOF, 2009)	<p>Promover el aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en grandes volúmenes por las diversas actividades productivas que se realicen en las Entidades Federativas, a través de su utilización en otros procesos productivos, en la generación de energía o en el compostaje.</p> <p>Fomentar la creación de la infraestructura requerida para el aprovechamiento y reciclaje de los residuos de manejo especial señalados en las fracciones V, VII y VIII del artículo 19 de la LGPGIR y de aquellas corrientes de residuos que se determinen en la normatividad de la materia</p>

Continuación Cuadro 1...

Programa	Contenido
Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) 2009-2012 (DOF, 2009)	<p>Contar con un inventario nacional de residuos de manejo especial, así como con estudios que fomenten su aprovechamiento como materias primas o insumos en otros procesos industriales, y que permitan establecer las estrategias para su gestión integral.</p> <p>Utilizar los mecanismos fiscales y de mercado así como los recursos provenientes de los fondos de carbono para apoyar la implementación de sistemas de tratamiento de residuos orgánicos que signifiquen la reducción de la cantidad que se deposita en los sitios de disposición final, previniendo la generación de GEI.</p> <p>Formular la Norma Oficial Mexicana que establezca los criterios para determinar los residuos de manejo especial que estarán sujetos a planes de manejo, que incluya el listado de los mismos, y los elementos y procedimientos para la elaboración de dichos planes</p> <p>Fomentar la elaboración de Planes de Manejo Nacionales para las corrientes de residuos de manejo especial, con la participación de los diversos actores involucrados en la cadena de valor.</p> <p>Contar con un inventario nacional de residuos de manejo especial, así como con estudios que fomenten su aprovechamiento como materias primas o insumos en otros procesos industriales, y que permitan establecer las estrategias para su gestión integral.</p> <p>Desarrollar instrumentos económicos para apoyar la creación de instalaciones y cadenas de valorización para el reciclaje y tratamiento de aquellos residuos cuya recuperación y aprovechamiento presente beneficios ambientales significativos y que actualmente no se realice porque los mecanismos de mercado no presenten condiciones adecuadas y atractivas para las empresas</p>
Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario, Pesquero y Alimentario 2013-2018 (DOF, 2013b)	<p>La producción de biofertilizantes se incentiva a través del Componente Bioenergía y Sustentabilidad del Programa de Fomento a la Agricultura.</p> <p>Estrategia 4.2 Impulsar prácticas sustentables en las actividades agrícola, pecuaria, pesquera y acuícola.</p> <p>Líneas de acción: Fomentar la aplicación racional de agroquímicos y fertilizantes, e incentivar la gestión integral de residuos.</p> <p>Promover el uso de biofertilizantes. Impulsar acciones que reduzcan la emisión de gases de efecto invernadero. Incentivar el control biológico por especie-producto para el manejo de excretas.</p>
Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2013-2018 (PROMARNAT) (DOF, 2013c)	<p>Estrategia 2.1 Incrementar la resiliencia ecosistémica y disminuir la vulnerabilidad de la población, infraestructura y servicios al cambio climático.</p> <p>Línea de acción: Promover el desarrollo e implementación de buenas prácticas ambientales en el sector agropecuario, forestal y pesquero.</p> <p>Estrategia 5.4. Fomentar la valorización y el máximo aprovechamiento de los residuos.</p> <p>Línea de acción: Elaborar el Programa Nacional de Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2013-2018</p>

En el Cuadro 2, se muestran las políticas públicas, del año 2015 que las Secretarías SAGARPA (SAGARPA, 2015) y SEMARNAT (SEMARNAT, 2015) han implementado respecto al uso y manejo de residuos agropecuarios.

**Cuadro 2.** Políticas públicas en relación al manejo de residuos agropecuarios por SAGARPA y SEMARNAT.

Secretaría	Programa	Componente	Concepto/Estrato
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Energías renovables: Sistemas de biodigestión
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Energías renovables: Aprovechamiento de la biomasa para generación de energía
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Bioeconomía: Proyectos de producción de abonos orgánicos
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Bioeconomía: Plantas de producción de biofertilizantes y minerales orgánicos
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Bioeconomía: Incentivo a paquete tecnológico para inducir el uso de bioinsumos y el uso de fertilizantes minerales orgánicos
SAGARPA	Programa de Fomento a la Agricultura	Bioenergía y Sustentabilidad	Otros incentivos: Investigación, desarrollo tecnológico y transferencia de tecnología en especies con potencial productivo como insumos para la producción de bioenergéticos, energías renovables, biofertilizantes, abonos orgánicos y/o productos de la bioeconomía
SEMARNAT	Prevención y Gestión Integral de Residuos	1. Elaboración de Programas para la Prevención y Gestión Integral de Residuos para resolver los problemas ambientales originados por el manejo inadecuado de los residuos; Mejorar el manejo de los residuos en el ámbito local en el corto, mediano y largo plazo; así como fomentar el aprovechamiento máximo y su reintegro a cadenas productivas. 2. Elaboración de estudios técnicos para la selección de sitios de disposición final. 3. Elaboración de Proyecto Ejecutivo para la construcción de infraestructura relacionada con el manejo y disposición final de los residuos	



En los Cuadros 3, 4, 5 y 6, se hace mención a la legislación así como del marco normativo en México, sobre el manejo y uso de los residuos agropecuarios.

**Cuadro 3.** Leyes mexicanas que hacen mención a los residuos agropecuarios.

<b>Ley</b>	<b>Contenido</b>
Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos (DOF, 2008a)	Art. 2, Fr. II. Se define Bioenergéticos como aquellos combustibles obtenidos de la biomasa proveniente de materia orgánica de las actividades, agrícola, pecuaria y otras actividades más.
Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento de la transición Energética (DOF, 2008b)	Art 3, Fr. II. Para los efectos de esta Ley se entenderá por: Energías renovables: Aquellas reguladas por esta Ley, cuya fuente reside en fenómenos de la naturaleza, procesos o materiales susceptibles de ser transformados en energía aprovechable por la humanidad, que se regeneran naturalmente, como es el uso de los bioenergéticos, que determine la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos.
Ley General de Cambio Climático (DOF, 2012)	Art. 30, Fr. XI. Promover el aprovechamiento del potencial energético contenido en los residuos. Art. 102, Fr. II. Reducir las emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero, y mejorar los sumideros de gases de efecto invernadero mediante el fomento de patrones de producción y consumo sustentables en los sectores público, social y privado fundamentalmente en áreas como: la generación y consumo de energía, el transporte y la gestión integral de los residuos. Fr. XIII. El aprovechamiento energético de los residuos en proyectos de generación de energía.
Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (DOF, 2003)	Artículo 19, III.- Se define a los residuos de manejo especial como aquellos residuos generados por las actividades pesqueras, agrícolas, silvícolas, forestales, avícolas, ganaderas, incluyendo los residuos de los insumos utilizados en esas actividades. Artículo 97- Las normas oficiales mexicanas establecerán, el diseño, la construcción y la operación de las instalaciones destinadas a la disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, en rellenos sanitarios o en confinamientos controlados.
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) (DOF, 1988)	Artículo 7- Corresponden a los Estados, de conformidad con lo dispuesto en esta Ley y las leyes locales en la materia: VI- La regulación de los sistemas de recolección, transporte, almacenamiento, manejo, tratamiento y disposición final de los residuos sólidos e industriales que no estén considerados como peligrosos de conformidad con lo dispuesto por el artículo 137 de la presente Ley; Artículo 120, III- Para evitar la contaminación del agua, quedan sujetos a regulación federal o local: Las descargas derivadas de actividades agropecuarias

**Cuadro 4.** Estrategias Nacionales que hacen mención a los residuos agropecuarios.

<b>Estrategias</b>	<b>Contenido</b>
Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) VISION 10-20-40 (SEMARNAT, 2013)	M4. Impulsar mejores prácticas agropecuarias y forestales para incrementar y preservar los sumideros naturales de carbono. M4.11 Instrumentar políticas agrícolas encaminadas a realizar un mejor uso de fertilizantes, racionalizar su uso, producir y aplicar biofertilizantes, así como el uso eficiente de nitrogenados.

Continuación Cuadro 4...

Estrategias	Contenido
Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) VISION 10-20-40 (SEMARNAT, 2013)	<p>M4.12 Implementar esquemas de aprovechamiento relacionados con el manejo de residuos derivados de las actividades pecuarias. M4.13 Instrumentar acciones de eficiencia energética y utilización de energía renovable en proyectos del sector agrícola, pecuario y pesquero, con el impulso de los biodigestores.</p> <p>M5. Reducir Emisiones de Contaminantes Climáticos de Vida Corta y Propiciar cobeneficios de vida corta y propiciar cobeneficios de salud y bienestar</p> <p>M5.17 Fomentar el control de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs), precursores de ozono troposférico, en el tratamiento aerobio de residuos orgánicos (composteo).</p>
Estrategia Nacional de Energía 2013-2027 (ENE) (SENER, 2013)	<p>Tema estratégico 3. Adecuar el acceso a la energía de acuerdo con la nueva estructura poblacional.</p> <p>Línea de acción: Reforzar los canales de colaboración con el gobierno federal, estatal y municipal para el aprovechamiento del biogás en rellenos sanitarios, desechos agropecuarios y otros más.</p>

**Cuadro 5.** Acuerdo que hace mención a los residuos agropecuarios.

Acuerdo	Contenido
Acuerdo por el que se da a conocer los Lineamientos para la Operación Orgánica de las Actividades Agropecuarias (DOF, 2013b)	<p>Subcapítulo II Producción Animal y sus Generalidades; Sección I: De las especies: bovina, equina, porcina, ovina, caprina, aves de corral y conejos.</p> <p>Artículo 70, II Utilizar recursos naturales renovables como son estiércol, cultivos de leguminosas, cultivos forrajeros, el sistema cultivo-cría animal y los sistemas de pastoreo, deberán asegurar el mantenimiento y la mejora de la fertilidad de los suelos a largo plazo y contribuirán al desarrollo de una producción agropecuaria sostenible.</p> <p>Sección VI Del Manejo de los Animales, Transporte e Identificación de Productos Animales. Tema IV: Del Estiércol</p> <p>Artículo 118- La capacidad de las instalaciones de almacenamiento del estiércol deberá ser tal que resulte imposible la contaminación de las aguas por vertido directo, por escorrentía o filtración en el suelo.</p> <p>Artículo 119- A fin de garantizar el manejo correcto del estiércol, la capacidad de las instalaciones para su manejo deberá ser superior a la capacidad de su almacenamiento necesaria, en las temporadas de su mayor concentración.</p> <p>Sección VII De los Corrales, Zonas de Alojamiento y al aire libre para los animales.</p> <p>Tema I De la Carga Animal, Prevención de Sobre-Pastoreo y Limpieza</p> <p>Artículo 124: El estiércol, la orina y los alimentos derramados o no consumidos deberán retirarse con la frecuencia necesaria para reducir al máximo los olores, no atraer insectos, ni roedores y evitar infecciones.</p> <p>Anexo 1- Lista Nacional de Sustancias Permitidas para la Operación Orgánica Agropecuaria.</p> <p>Anexo 2- Tablas con requerimientos de información a presentar por los interesados, para la evaluación de las sustancias, materiales, métodos, ingredientes e insumos o sus formulaciones, para aplicación uso y aplicación en operaciones bajo métodos orgánicos, en función de los usos.</p>

**Cuadro 6.** Normas que hacen mención a los residuos agropecuarios.

Normas	Contenido
NOM-161-SEMARNAT-2011 (DOF, 2013a)	Que establece los criterios para clasificar a los residuos de manejo especial y determinar cuales están sujetos a plan de manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo. Se menciona que los residuos orgánicos de las actividades intensivas agrícolas, avícolas, ganaderas y pesquera están sujetos a presentar un Plan de Manejo.
NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 2004)	Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos solidos urbanos y de manejo especial.
NOM-024-ZOO-1995 (SENASICA, 1995)	Especificaciones y características zoonosanitarias para el transporte de animales, sus productos y subproductos, productos químicos, farmacéuticos, biológicos y alimenticios para uso en animales o consumo por estos. 5 Transporte de productos y subproductos de origen animal 5.15 El transporte de excretas de animales se podrá hacer únicamente en vehículos especializados que eviten el escurrimiento, camiones con caja sellada y que permitan su lavado y desinfección antes y después de cada traslado.

Esta revisión, permitió conocer las políticas y leyes que se están llevando a cabo para el manejo y uso de los residuos agropecuarios.

En la legislación mexicana, en el sector energético, se menciona el aprovechamiento de biogás en desechos agropecuarios así como el uso de bioenergéticos para la generación de energías renovables. En el sector de cambio climático a través del aprovechamiento del potencial energético contenido en los residuos, se proponen acciones de eficiencia energética y utilización de energía renovable con el impulso de biodigestores, también se menciona fomentar el control de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs), en el tratamiento aerobio de residuos orgánicos (composteo), así como “Impulsar mejores prácticas agropecuarias y forestales para incrementar y preservar los sumideros naturales de carbono, mediante políticas agrícolas encaminadas a realizar un mejor uso de fertilizantes, racionalizar su uso, producir y aplicar biofertilizantes, así como el uso eficiente de nitrogenados. La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, define a los residuos generados por las actividades ganaderas, como residuos de manejo especial y también menciona que las Normas Oficiales Mexicanas se encargaran de la disposición final de estos residuos en rellenos sanitarios o en confinamientos controlados, la NOM-161-SEMARNAT-2011, menciona que los residuos orgánicos de las actividades intensivas ganaderas entre otras, están sujetos a presentar un Plan de Manejo, así como la NOM-024-ZOO-1995, menciona los lineamientos para el transporte de excretas de animales. La LGEEPA menciona que corresponde a los Estados, las actividades de recolección, transporte, almacenamiento, manejo, tratamiento y disposición final de los residuos sólidos e industriales que no estén considerados como peligrosos. Y para evitar la contaminación del agua, quedan sujetos a regulación federal o local, las actividades derivadas de actividades agropecuarias.

## Conclusiones

Existen políticas públicas en el manejo de residuos agropecuarios que proponen acciones como la construcción de biodigestores, el uso de biofertilizantes, incentivar el control biológico por especie-producto para el manejo de excretas, así como el aprovechamiento máximo de los residuos de manejo especial y su reintegro a cadenas productivas. Respecto al marco normativo así como la legislación, la

única ley que tiene un apartado del estiércol, es el Acuerdo por el que se da a conocer los Lineamientos para la Operación Orgánica de las Actividades Agropecuarias. Cabe mencionar que debería existir una ley que regule el uso y manejo del estiércol y no solo para las actividades de productos orgánicos. Como ya se revisó, existen políticas públicas que promueven el uso de biofertilizantes lo que representa una buena oportunidad para que se implemente una ley que regule el manejo y uso de estiércol como fertilizante orgánico, pues el estiércol, además de ser considerado un excelente fertilizante para los cultivos forrajeros, por los nutrientes que contiene, también se considera un mejorador de la estructura del suelo al incrementar la capacidad de retención de agua y optimizar la aireación del suelo. (Ochoa *et al.*, 2011a) Además de que se sabe que el uso aumenta el secuestro de carbono en el suelo (Eghball y Ginting, 2003), contribuyendo a reducir las emisiones de Gases de Efecto Invernadero.

## Bibliografía

- Berra G., L. Finster. 2002. Cadena de la Carne Vacuna, Tecnologías para nuevos escenarios. Instituto de Patobiología. INTA 2:212-215.
- Capulín J., R. Núñez, J. D. Etchevers, G. A. Baca. 2001. Evaluación del extracto líquido de estiércol Bovino como insumo en la nutrición vegetal en hidroponía. *Agrociencia* 35:287-299.
- DOF. 1988. Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, México. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf> (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2003. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación, México. [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263\\_040614.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_040614.pdf) (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2004. NOM-083-SEMARNAT-2003. Diario Oficial de la Federación, México. [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004) (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2008a. Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos. Diario Oficial de la Federación, México. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LPDB.pdf> (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2008b. Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento de la transición Energética. Diario Oficial de la Federación, México. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAERFTE.pdf> (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2009. Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) 2009-2012. Diario Oficial de la Federación, México. [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5112600&fecha=02/10/2009](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5112600&fecha=02/10/2009) (Consulta, agosto, 2014)
- DOF. 2012. Ley General de Cambio Climático. Diario Oficial de la Federación, México. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC.pdf> (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2013c. Acuerdo por el que se dan a conocer los Lineamientos para la Operación Orgánica de las Actividades Agropecuarias. Diario Oficial de la Federación, México. [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5319831&fecha=29/10/2013](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5319831&fecha=29/10/2013) (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2013a. NOM-161-SEMARNAT-2011. Diario Oficial de la Federación, México. [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5286505&fecha=01/02/2013](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5286505&fecha=01/02/2013) (Consulta: agosto, 2014)
- DOF. 2013b. Programa Sectorial de Desarrollo Agropecuario, Pesquero y Alimentario 2013-2018. Diario Oficial de la Federación, México. [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5326584&fecha=13/12/2013](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5326584&fecha=13/12/2013) (Consulta, agosto, 2014)
- DOF. 2013c. Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2013-2018 (PROMARNAT). Diario Oficial de la Federación, México. [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5326214&fecha=12/12/2013](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5326214&fecha=12/12/2013) (Consulta, agosto, 2014)
- DOF. 2014. Programa Especial de Cambio Climático 2014-2018 (PECC). Diario Oficial de la Federación, México. [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5342492&fecha=28/04/2014](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5342492&fecha=28/04/2014) (Consulta: agosto, 2015)
- Eghball B., Ginting D. 2003. Carbon Sequestration Following Beef Cattle Feedlot Manure, Compost, and Fertilizer Applications. *Nebraska Beef Cattle Reports* 225:58-61.
- Ochoa E., J. I. Sanchez, G. Núñez, L. M. Requejo, U. Figueroa, K. Rodriguez 2011a. ¿Cuánto Nitrógeno y Fósforo aporta el estiércol de bovino lechero?. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Norte Centro Campo Experimental la Laguna. Matamoros, Coahuila, México. 2 pp.
- Ochoa E., J. I. Sanchez, U. Figueroa, G. Núñez, L. M. Requejo, D. G. Reta. 2011b. Caracterización de Excretas y Buenas Prácticas de Manejo para el Reciclado de Nutrientes en Explotaciones Intensivas de Leche. Centro de Investigación Regional Norte Centro Campo Experimental la Laguna Matamoros, Coahuila, México. 60 pp.



- SAGARPA. 2015. Programas de Apoyo. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México. <http://www.sagarpa.gob.mx/programassagarpa/Paginas/default.aspx> (Consulta: abril, 2015)
- SEMARNAT. 2013. Estrategia Nacional de Cambio Climático Visión 10-20-40. Primera edición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. [http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/informacionambiental/Documents/06\\_otras/ENCC.pdf](http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/informacionambiental/Documents/06_otras/ENCC.pdf) (Consulta: agosto, 2014)
- SEMARNAT. 2015. Prevención y Gestión Integral de Residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. <http://www.semarnat.gob.mx/apoyos-y-subsidios/residuos> (Consulta: abril, 2015)
- SENASICA. 1995. NOM-024-ZOO-1995. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, México. <http://www.senasica.gob.mx/?doc=724> (Consulta: agosto, 2014)
- SENER. 2013. Estrategia Nacional de Energía 2013-2027 (ENE). Secretaría de Energía, México. [http://www.energia.gob.mx/res/PE\\_y\\_DT/pub/2013/ENE\\_2013-2027.pdf](http://www.energia.gob.mx/res/PE_y_DT/pub/2013/ENE_2013-2027.pdf) (Consulta: agosto, 2014)

### 3.17 Modelos de Estados y Transiciones: Una herramienta para el manejo sustentable de recursos naturales asociados a contenidos de carbono

Casiano-Domínguez Marcos<sup>1</sup> y Paz-Pellat Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.  
Autor para correspondencia: cadox77@gmail.com

#### Resumen

Los bosques y selvas brindan servicios ambientales, desde la regulación del ciclo hidrológico y el microclima hasta fenómenos globales como la biodiversidad y la captura de carbono. En México, la deforestación es un problema importante en cuanto a pérdida de capital natural; aunque la degradación no implica la remoción de los árboles, es igual de importante por sus efectos ambientales y económicos. La constante incertidumbre sobre la cantidad de capital natural, conduce a realizar inventarios de carbono para estimar emisiones de carbono por deforestación y degradación de los bosques, con objetivo de implementar mecanismos REDD+ o RETUS; sin embargo no es suficiente dado que los inventarios actuales no reflejan las diferentes acciones que intervienen en la medición de ganancias y pérdidas de carbono. Por tanto, es necesario el rediseño de las estrategias implementadas actualmente en los sistemas MRV, para generar información necesaria y útil que permita caracterizar dinámicas del carbono a partir de los inventarios forestales. Los modelos de estados y transiciones (MET's) surgen como una visión más integradora y orientada al manejo sustentable de los Recursos Naturales. Para el Estado de México, se construyeron modelos conceptuales de estados y transiciones que representen los cambios de uso de suelo y puedan ser utilizados a diferentes escalas (Estatal, Municipal, comunidad, etc.); lo que permite conocer de manera sencilla las implicaciones en cuanto a pérdidas y ganancias, en términos de carbono. En este contexto, el uso de MET's, permite plantear alternativas, instrumentos o mecanismos de recuperación de los Recursos Naturales degradados.

**Palabras clave:** bosques, Inventarios de Carbono, sistemas MRV, MET's.

#### Abstract

The forests provide environmental services, ranging from regulating the water cycle and microclimate to global phenomena such as biodiversity and carbon sequestration. In Mexico, deforestation is a major problem in terms of loss of natural capital; but no degradation involves the removal of trees, is just as important for their environmental and economic effects. The constant uncertainty about the amount of natural capital, leading to inventory carbon to estimate carbon emissions from deforestation and forest degradation, in order to implement REDD+ or RETUS mechanisms; however not enough as current inventories do not reflect the different actions involved in measuring carbon gains and losses. Therefore, the redesign of the strategies currently implemented in MRV systems necessary to generate necessary and useful information that will characterize carbon dynamics from forest inventories. The models of states and transitions emerge as a more inclusive and sustainable management oriented Natural Resources vision. For the State of Mexico, conceptual models of states and transitions that represent changes in land use and can be used at different levels (State, municipal, community, etc.) were built; allowing easily know the implications in terms of profit and loss in terms of carbon. Using MET's, it allows to propose alternatives, instruments or mechanisms for the recovery of degraded natural resources.

**Key words:** forests, carbon stocks, MRV systems, MET's.



## Introducción

México ocupa una superficie de 196 718 300 ha que en 1994 aproximadamente el 14% eran pastizales, 13% terrenos agrícolas, 11% terrenos agropecuarios, 16% bosques, 13% selvas, 29% arbustos y matorrales, 2% vegetación de desiertos y dunas y, el restante 2% pertenecía a la categoría de “otros tipos” (SARH, 1994).

El Inventario Forestal del Estado de México, para el año 2010, indica que la superficie forestal de la entidad es de 1 087 812 ha lo que representa el 48% respecto a las 2 248 762 ha de la superficie total del Estado, misma que se incrementó en 195 242 ha con respecto al Inventario Nacional Forestal de 1994.

El Inventario Estatal de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (IEGEI), se realizó en 2013 por el Gobierno del Estado de México, a través de la Secretaría de Medio Ambiente del estado (SMAGEM) e incluye datos del periodo 2005-2010; destacan las emisiones de metano del sector desechos con el 28.45% del total del inventario; así como las emisiones de CO<sub>2</sub> del sector energía, en la categoría de fuentes móviles, con un 20.56%. El sector energía aporta el 52.84% de las emisiones del inventario en sus diferentes categorías, el sector desechos aporta el 26.71%, mientras que agricultura y USCUSyS (Uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura) el 7.25% y 6.28%, respectivamente. Las emisiones totales en Gg de CO<sub>2</sub> eq para el año 2010 fueron de 46 756.79. En términos de agricultura, el IEGEI reporta emisiones del orden de 3368.10 Gg de CO<sub>2</sub> eq para el año base 2005, mientras que para el 2010 fueron de 3388.28 Gg de CO<sub>2</sub> eq, lo que implica un incremento de emisiones del 0.60%. Las emisiones directas e indirectas provenientes de suelos agrícolas, en el 2010 representaron el 63.70% del total, la fermentación entérica el 29.48% y el manejo de estiércol el 5.64%.

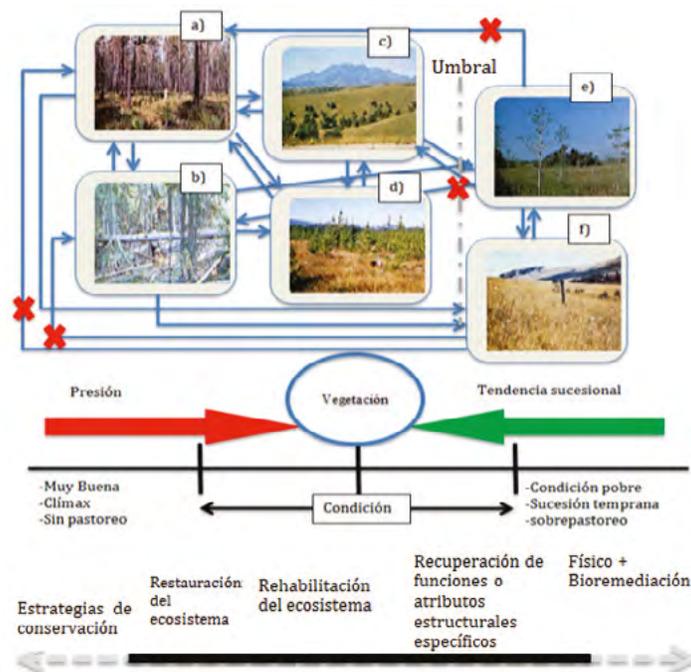
Los sectores de USCUSyS, aportaron en 2005 un total de 2871.23 Gg de CO<sub>2</sub>, mientras que en el 2010 las emisiones fueron de 2937.71 Gg de CO<sub>2</sub>, lo que implica que se incrementaron 2.28% durante el periodo de análisis. En ambos años, el cambio en los bosques y otros reservorios de biomasa leñosa, constituyen el sub módulo que más contribuyen emisiones, seguido de la conversión de bosques y pastizales y la regeneración de tierras abandonadas, que tiene un promedio de 482 Gg de CO<sub>2</sub>.

Los cambios en el uso y la gestión de la tierra influyen en la cantidad de carbono de la biomasa vegetal y los suelos. Se estima que la contribución del sector AFOLU (Agricultura, Otros usos de la Tierra y Silvicultura) a las emisiones mundiales de carbono fue de aproximadamente 1,6 GtC por año (durante los noventa). La deforestación y la degradación de los bosques son una fuente importante de emisión de carbono dentro del sector AFOLU, además le ocasionan a los sistemas vegetales una pérdida de su valor económico y de estructura lo que provoca una disminución de sus múltiples funciones ambientales, por lo tanto existe una urgente necesidad de asegurar la conservación y restauración de extensas áreas de bosques naturales para garantizar sus funciones de mantenimiento de la biodiversidad, reservorio genético, regulación de la calidad y flujo del agua, conservación de materia orgánica del suelo, secuestro y almacenamiento de carbono, y mitigación del cambio climático. En este sentido surge la iniciativa de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD) y específicamente en el Estado de México, RETUS con BASES EDOMEX (Reducción de Emisiones de GEI de Todos los Usos del Suelo con Biodiversidad Armonizada a Servicios Ecosistémicos y con impacto Socioeconómico en el Estado de México) que son instrumentos técnicos, económicos y sociales para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

La implementación de REDD o RETUS con BASES requieren de las estimaciones de emisiones asociada a cambios de usos del suelo, tanto bruscos (*e.g.* deforestación) como graduales (*e.g.* degradación), por lo que es necesario el desarrollo de modelos de la dinámica del carbono, que reflejen las ganancias y pérdidas en el tiempo al implementar acciones de intervención a nivel local. Los modelos deben considerar tiempos de paso anuales y periodos de al menos 30 años (vigencia máxima de contratos con ejidos y comunidades). Una forma simplificada de modelos son los METs (Modelos

de Estados y Transiciones) (Covaleda, 2010; Covaleda *et al.*, 2012a y b; Paz, 2009), que capturan la dinámica temporal del carbono asociada a un cambio del Estado Inicial al Estado Final (Paz, 2012).

Los modelos de estados y transiciones (MET's) son modelos ecológicos no lineales que describen las comunidades vegetales como entidades discretas, en oposición al concepto continuo del modelo climático cuantitativo (Iglesias y Kothmann, 1997) que considera una única comunidad, la cual, a través de mecanismos de competencia y sucesión (y en ausencia de perturbaciones), evoluciona hacia el estado de "clímax". Los MET's han sido incorporados a la problemática de la restauración ecológica (Hobbs y Norton, 1996), pues permiten contar con marco conceptual para tratar de mejorar la predictibilidad de los procesos de restauración. Estos modelos reconocen que existen múltiples estados en un ecosistema y que pueden existir dinámicas en sus transiciones que llegan a dificultar o impedir que se retorne a estados avanzados o deseables (ya sea estructural o funcionalmente) desde estados degradados.



**Figura 1.** Modelo de Estados y Transiciones asociado a medidas de manejo de recursos naturales y restauración.

En la Figura 1 se muestran los elementos de la estructura esquemática de un MET son: a) *estados*: Usos de Suelo/tipos de vegetación representados por cuadros, b) *transiciones*: Trayectorias de cambio entre los estados (flechas) y c) *umbrales*: Puntos que señalan transiciones en la que volver al estado inicial requiere de acciones de restauración (líneas discontinuas).

La información necesaria para el desarrollo de Modelos de estados y transiciones es (Bestelmeyer *et al.*, 2011): 1) identificación de estados (sitios ecológicos, Usos de Suelo/tipos de vegetación), de acuerdo a la escala a la que será representad el MET; 2) generar un catálogo de transiciones; 3) identificar los umbrales entre los estados y, 4) identificar los Estados iniciales y Finales en un periodo de tiempo determinado.

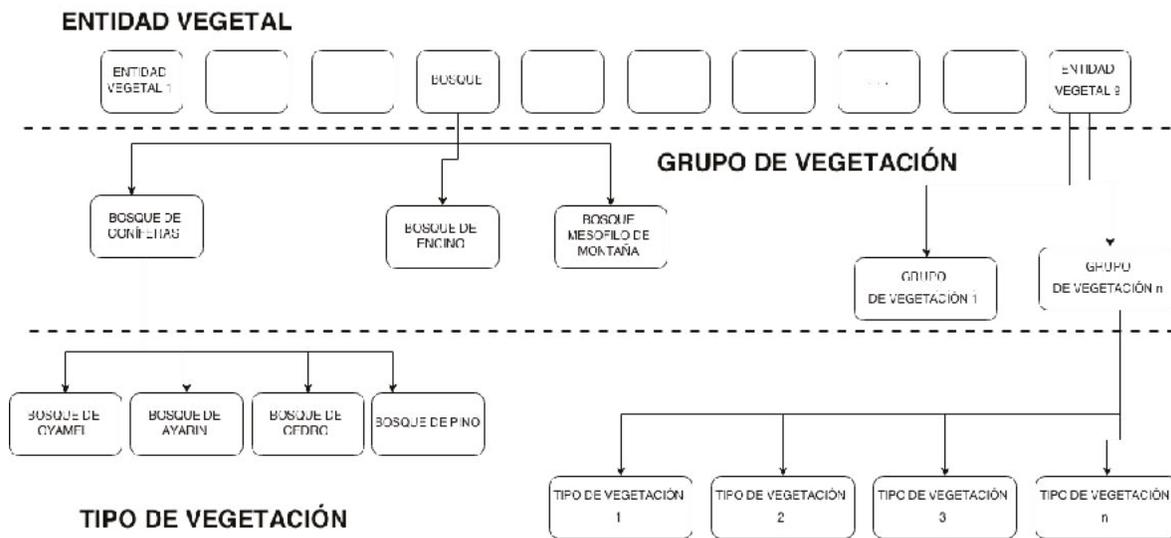
## Materiales y métodos

El alcance del trabajo se circunscribe a los límites geográficos oficiales Estado de México en el que se han aplicado esquemas de compensación económica por servicios ambientales, especialmente

hidrológicos. El primer paso en el desarrollo de los MET's fue el acopio de cartas de uso de suelo y vegetación series II, III, IV, V y VI escala 1:50,000 generadas por el Programa Mexicano del Carbono (PMC) y armonizadas a los productos cartográficos 1:250 000 del Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática (INEGI) y el Inventario Nacional Forestal y de Suelos en su fase más actual.

Los usos de suelo y la estructura de la vegetación se utilizaron para definir estados ecológicos en los MET's para el Estado de México. Las unidades cartográficas tienen inmerso un sistema de clasificación jerárquico que permite realizar agrupaciones o estratificaciones (Figura 2). La clasificación jerárquica de la vegetación permitió conocer desde la interacción (transición) más sencilla, hasta las relaciones más intrincadas o complejas.

Los estratos de la clasificación jerárquica corresponden a: entidad vegetal (EV); grupo de vegetación (GV) y, tipo de vegetación (TV) (Figura 2).



**Figura 2.** Clasificación jerárquica de uso de suelo y vegetación (PMC-INEGI).

El conjunto de Estados identificados en cada estrato se utilizaron como estados iniciales y finales que interactúan mediante reglas de transición las cuales determinan las pérdidas y ganancias de carbono.

Las transiciones se clasificaron en: permitidas, no permitidas y no aplica. Ésta primera clasificación es necesaria ya que no todas las transiciones entre estados son posibles, al menos en un solo paso. Por ejemplo, un terreno agrícola abandonado no puede transformarse directamente en un bosque conservado, ya que antes de llegar ahí tiene que pasar por distintos estados de acahual (herbáceo, arbustivo y arbóreo) que permiten recuperar la estructura y funciones de un bosque maduro.

Las transiciones permitidas se asocian con las actividades que se incluyen en el mecanismo REDD+ o RETUS y se pueden separar en cinco componentes (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Identificación de las transiciones asociadas a actividades REDD+ y sus componentes.

Actividad REDD+	Componente REDD+	Descripción
REDD+	DF	Deforestación
	DG	Degradación
	CS	Conservación
	IA	Incremento de acervos
	MFS	Manejo forestal sustentable

Las categorías de degradación, conservación e incremento de los almacenes de carbono se aplicaron de manera genérica a todas las transiciones entre estados, para indicar si la transición supone un aumento, o no, de los almacenes de carbono. La codificación que se usa en los esquemas, corresponde a los efectos que se ocasionan los componentes de REDD+, sobre los almacenes de carbono (Cuadro 2). En cualquier caso, se considera que la degradación, conservación e incremento de los almacenes de carbono, puede aplicarse a la transición entre dos estados cualesquiera y no estrictamente a bosques.

**Cuadro 2.** Codificación esquemática de las transiciones de los componentes de REDD+ en los MET's.

	<b>Deforestación</b>
	Degradación
	Incremento de los almacenes de carbono
	Manejo forestal sustentable
	Conservación

Los catálogos de Estados para MET's identificados a partir de los niveles jerárquicos de clasificación de la vegetación y el de las transiciones fueron los insumos básicos elaborar su representación esquemática. La generación de MET's se realizó de manera sistemática mediante cinco pasos (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Pasos para generación de METs para cada nivel de organización.

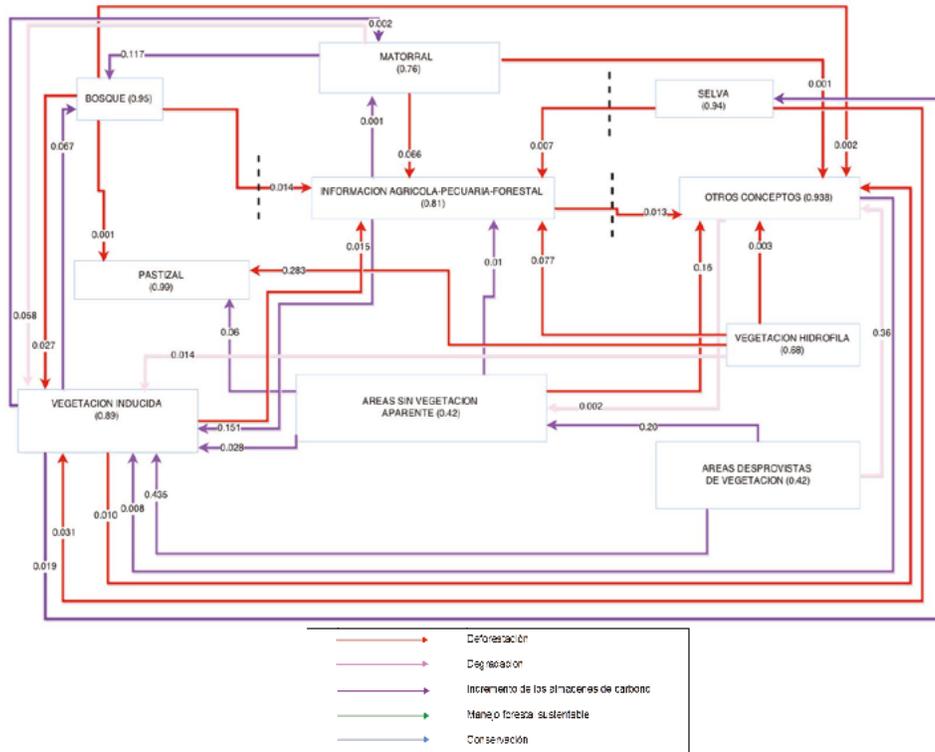
<b>Identificación de los Estados en cada Estrato de la clasificación PMC-INEGI</b>
Generación de la matriz de reglas de transición
Obtención de la matriz de transición de superficies entre Estados iniciales y Estados Finales ( T1 y T2)
Obtención de la matriz de probabilidades transición entre Estados iniciales y Estados Finales T1 y T2
Generación del Modelo Regional de Estados y Transiciones

Los modelos elaborados para el Estado de México representan la dinámica entre “estados puros”; es decir, partimos de un estado inicial (EDO\_INI) usando a la característica de la vegetación en fase de sucesión primaria (conservada) que tras un determinado número de años se ha transformado en un estado final (EDO\_FIN) tras sufrir una transición a consecuencia de uno o varios factores. Otros EDO\_INI, por el contrario, en ausencia de perturbación permanecerían estables en el tiempo, como los bosques de referencia

## Resultados y discusión

El MET construido a partir de Entidades de Vegetación (EV) en fase de sucesión primaria, busca informar cuando una entidad de vegetación primaria sufre una degradación hacia una entidad en etapa de sucesión secundaria. El segundo MET se construyó para informar, cuando una entidad se degradada (fase secundaria) y transita hacia un nivel más conservado o rebasa el umbral para convertirse en un nuevo estado con mayor contenido de carbono.

MET Estatal a nivel de Entidades de vegetación; esquema de modelo de estados y transiciones, (Figura 3).



**Figura 3.** MET para los estados del estrato de entidades de vegetación en fase de sucesión primaria y estados, donde no aplican las fases.

La matriz del MET estatal (Figura 4) indica que los bosques primarios tienen el 70% de probabilidades de conservarse, el 27% de esta categoría tiende a recuperarse mediante el un proceso de manejo forestal sustentable, mientras que el 3% de esta categoría ha rebasado el umbral de recuperación mediante el un proceso de deforestación.

Las áreas agrícolas y pecuarias, han incrementado sus almacenes de carbono en 25%, considerando que esta categoría agrupa al bosque cultivado y a los pastizales, esta transición es factible.

Estados	Estado Final												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	0.705	0.275	0.003			0.001			0.004	0.002			0.011
2	0.002	0.02	0.811	0	0.001	0.013	0		0	0.002			0.151
3	0.091	0.079	0.074	0.598	0.075	0.001							0.082
4						0.998	0.002						
5						0.281	0.719						
6								1					
7	0.007	0.012	0.002						0.966	0.006			0.006
8						0.006		0.513			0.457		0.025
9	0.003	0.061	0.015	0.001	0.001	0.01	0	0	0.005	0.011			0.887

**Transiciones**

Componentes de RTDD	Clave
Deforestación	Df
Degradación	Dg
Incremento de Almacenes de Carbono	IAC
Manejo Forestal Sustentable	Mfs
Conservación	Cs
Regla No permitida	RNP

Estado Inicial	Clave	Estado Final	Clave
Bosque primario	1	Bosque primario	1
Información agrícola pecuaria forestal	2	Bosque secundario	2
Matorral primario	3	Información agrícola-pecuaria-forestal	3
Otros conceptos	4	Matorral primario	4
Otros conceptos no disponible	5	Matorral secundario	5
Pastizal primario	6	Otros conceptos	6
Selva primario	7	Otros conceptos no disponible	7
Vegetación hidrófila primario	8	Pastizal primario	8
Vegetación inducida no disponible	9	Selva primario	9
		Selva secundario	10
		Vegetación hidrófila primario	11
		Vegetación hidrófila secundario	12

**FIGURA 4.** Matriz de probabilidades de transición.

**Figura 4.** Matriz de probabilidades de transición.

Las entidades de vegetación en fase de sucesión primaria son de mayor importancia en términos de servicios ecosistémicos, ya que conservan su estructura y funcionalidad en las mejores condiciones. Un estado en su fase primaria puede pasar a estados en fase secundaria bajo procesos de degradación o con estados que no tienen fases mediante un proceso de deforestación, del mismo modo que un estado en fase secundaria, tiene la oportunidad de regresar a su fase primaria mediante procesos naturales o de manejo sustentable; o en su defecto tenderá a aun estado de mayor degradación al pasar de un estado secundario arbóreo a un estado de la misma categoría pero en fase sucesional arbustivo donde los contenidos de carbono son menores.

Para el Estado de México, la probabilidad de que la categoría de bosques secundarios se mantenga es del 91%, mientras que con el 2.5% de probabilidades esta categoría incurrirá en un incremento de carbono pasando de bosque secundario a bosque primario bajo un proceso de manejo sustentable. El 6% probabilidades indica que el bosque secundario podrá rebasar el umbral para cambiar a otras categorías de uso de suelo, bajo un proceso de deforestación (Figura 5).

MET Estatal a nivel de Entidades de vegetación; la matriz de probabilidades de transición (Figura 5).

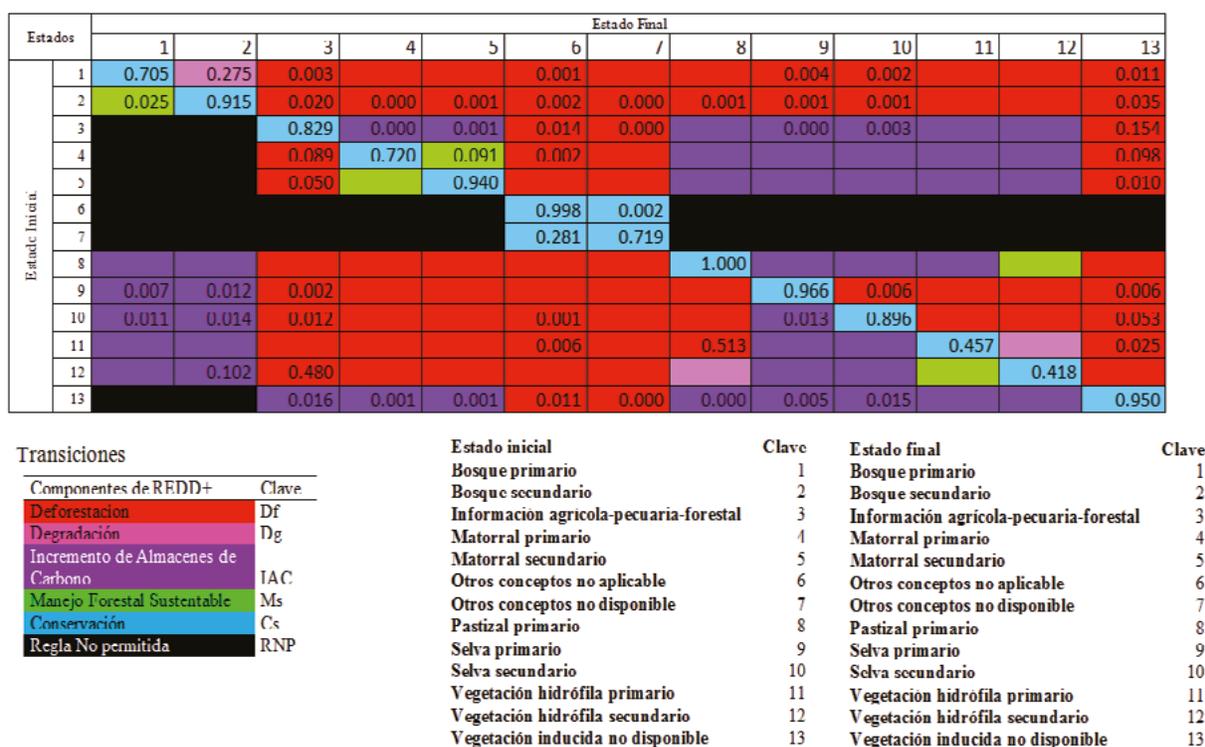
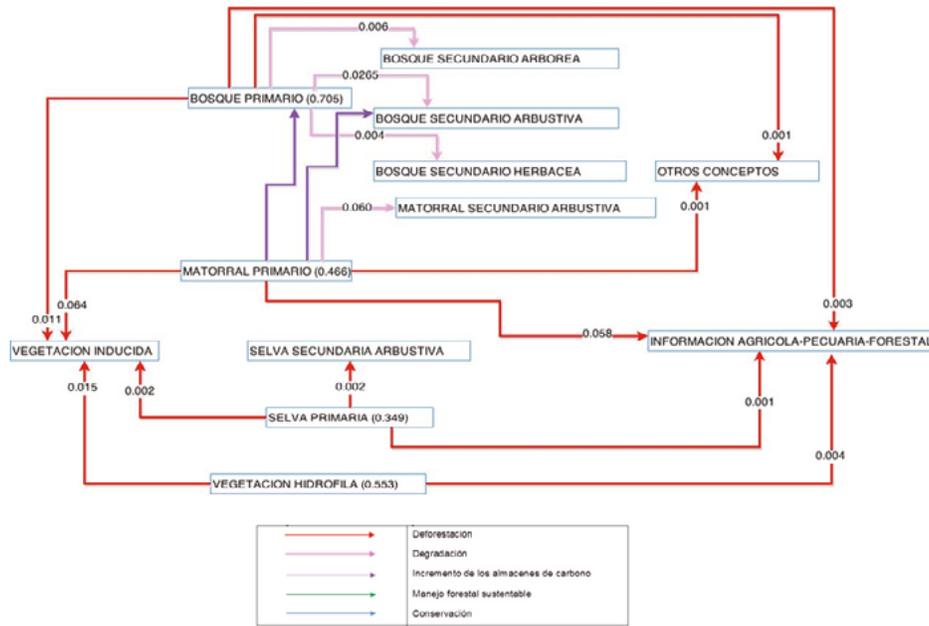


Figura 5. Matriz de probabilidades de transición.

MET Estatal a nivel de Entidades de vegetación; esquema de modelo de estados y transiciones, que relaciona Estados en fase de sucesión primaria y secundaria (Figura 6).



**Figura 6.** MET para los estados del estrato de entidades de vegetación en fase de sucesión primaria y secundaria estados, así como donde no aplican las fases.

Finalmente, las relaciones encontradas entre los estratos de grupos y tipos de vegetación son de representación regional y municipal, respectivamente. El modelo a nivel de grupos de vegetación muestra que la probabilidad de que los Bosques de coníferas en fase de sucesión primaria se mantengan es del 91%, mientras que la probabilidad de esta categoría rebese el umbral hacia otra categoría no reversible es del 6% (Figura 7).

ESTADOS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
ESTADO INICIAL	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
1	0.916	0.004	0.062									0.001			0.005											0.001
2	0.004	0.870	0.130			0.000																				0.001
3	0.004	0.001	0.876	0.014								0.009														0.001
4				1.000																						
5		0.001			0.897	0.103																				
6					0.172	0.514	0.514																			0.018
7	0.007		0.104				0.906					0.057														0.167
8								0.833																		0.115
9									1.000																	
10	0.001									0.004		0.557		0.074												0.001
11	0.001										0.047	0.511		0.439												0.001
12											0.571															
13																	1.000									
14																				1.000						
15												0.873										0.127				
16												0.332												0.643		
17	0.001	0.004	0.001			0.019						0.012		0.087												0.376

Transiciones	Clave	Estado inicial	Clave	Estado final	Clave
Deforestación	Df	Bosque de coníferas primario ninguno	1	Bosque de coníferas primario ninguno	1
Degradación	Dg	Bosque de coníferas secundario arborea	2	Bosque de coníferas secundario arborea	2
Incremento de Almacenes de Carbono	IAC	Bosque de coníferas secundario arbustiva	3	Bosque de coníferas secundario arbustiva	3
Manejo Forestal Sustentable	Ms	Bosque de coníferas secundario herbacea	4	Bosque de coníferas secundario herbacea	4
Conservación	Cs	Bosque de encino primario ninguno	5	Bosque de encino primario ninguno	5
Regla No permitida	RNP	Bosque de encino secundario arborea	6	Bosque de encino secundario arborea	6
		Bosque de encino secundario arbustiva	7	Bosque de encino secundario arbustiva	7
		Bosque de encino secundario herbacea	8	Bosque de encino secundario herbacea	8
		Bosque mesofilo de montaña primario ninguno	9	Bosque de encino secundario herbacea	8
		Información agrícola-pecuaria-forestal	10	Bosque mesofilo de montaña primario ninguno	9
		Otros conceptos no aplicable no aplicable	11	Bosque mesofilo de montaña secundario arborea	10
		Otros conceptos no disponible no disponible	12	Bosque mesofilo de montaña secundario arbustiva	11
		Pastizal primario ninguno	13	Información agrícola-pecuaria-forestal no aplicable	12
		Selva caducifolia secundario arbustiva	14	Matorral xerófilo primario ninguno	13
		Vegetación hidrófila secundario arbustiva	15	Matorral xerófilo secundario arbustiva	14
		Vegetación hidrófila secundario herbacea	16	Otros conceptos no aplicable no aplicable	15
				Otros conceptos no disponible no disponible	16
				Pastizal primario ninguno	17
				Selva caducifolia primario ninguno	18
				Selva caducifolia secundario arborea	19
				Selva caducifolia secundario arbustiva	20
				Selva caducifolia secundario herbacea	21
				Vegetación hidrófila primario ninguno	22
				Vegetación hidrófila secundario arbustiva	23
				Vegetación hidrófila secundario herbacea	24
				Vegetación inducida no disponible no disponible	25

**Figura 7.** Matriz de probabilidades de transición los Grupos de vegetación en fase de sucesión primaria y secundaria.





## Conclusiones

Los MET's genéricos para el Estado de México, parten de un bosque de referencia o bosque sin perturbar que, a consecuencia de varios procesos de transición (se expresan por las flechas, que indican la dirección del cambio), puede transformarse en otros estados.

Tras un proceso continuado de perturbaciones (por ejemplo extracción de madera y leña) el bosque conservado puede convertirse en un bosque degradado.

El bosque primario o secundario puede talarse (con o sin quema) para convertirlo en terrenos agrícolas o potreros (pastizales). Esta transición supone el cruce de un umbral (línea discontinua), que indica un cambio drástico del ecosistema original, el cual, para recuperarse va a necesitar de un largo periodo de tiempo o de acciones de restauración.

Este tipo de modelos pueden utilizarse para el manejo de los bosques y esquemas de ordenación del territorio, ya que permiten evaluar el impacto de estrategias y decisiones en relación a los recursos naturales, con base en diferentes consideraciones, como por ejemplo su papel como sumidero (captura) o fuente (liberación) de carbono. A cada estado es posible asignarle valores promedio (con su incertidumbre asociada) de sus almacenes de carbono (o de otras características o propiedades), por ello, al definirse las trayectorias de manejo, es posible estimar las variaciones en los almacenes de carbono asociados a los cambios de un estado a otro y evaluar los costos correspondientes (Covaleda *et al.*, 2012a y b). En el caso de que el sistema suelo-vegetación sobrepase un umbral la recuperación del estado original es muy difícil de conseguir en términos operacionales, por ello, un sistema que alcanza la condición de máxima degradación será muy costoso de restaurar. No obstante, si un sistema está en un estado transicional, entonces es viable que se puedan aplicar acciones costo-efectivas de manejo.

Los MET's son capaces de incorporar actividades que entrarían en los mecanismos de RETUS con BASES para proponer prácticas de manejo que eviten la degradación de los ecosistemas forestales y mantengan o incrementen los almacenes de carbono en otras actividades productivas (agricultura, ganadería, etc.). Además, estos modelos pueden proporcionar retroalimentación adecuada y oportuna a los diseñadores de políticas sobre la efectividad de las estrategias REDD+ para controlar los factores que promueven la deforestación y degradación de los bosques (Covaleda *et al.*, 2012b).

## Bibliografía

- Bestelmeyer B. T., D. P. Goolsby, S. R. Archer. 2011. Spatial perspectives in stateand-transition-models: a missing link to land management?. *Journal of Applied Ecology* 48:746-757.
- Covaleda S. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. Reporte de estancia postdoctoral en El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. S.C.L.C., Chiapas. 61 pp. + anexos.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. *En: Paz, F., R. Cuevas (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 356-363.*
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. *En: Paz, F., R. Cuevas (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 773-739.*
- Hobbs R. J., D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93-110.
- Iglesias R. M., M. M. Kothmann. 1997. Structure and causes of vegetation change in state and transition model applications. *Journal of Range Management* 50:399-408.
- Paz F. 2009. Proyecto piloto "Una REDD para Chiapas" (bases metodológicas y estrategias de implementación), Borrador 0.5, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Documento no publicado.

- Paz F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). *En*: Paz, F., R. Cuevas (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 693-699.
- SARH. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre, México, D.F.

### 3.18 Pesquerías costeras de Tabasco: problemáticas actuales y escenarios futuros ante el cambio climático

Espinoza-Tenorio Alejandro<sup>1</sup> y Manuel Mendoza-Carranza<sup>1</sup>

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur -Unidad Villahermosa, Grupo Académico Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras, Carretera Reforma km 15.5, CP 86280, Villahermosa, México. Autor por correspondencia: aespinoza@ecosur.mx

#### Resumen

El presente trabajo describe en términos generales la situación de las pesquerías costeras en Tabasco. Producto del trabajo de los autores con pescadores marinos y lagunares de pequeña escala de la costa de Tabasco, se analizan tres de las principales problemáticas (pérdidas de hábitat, sistema pesquero inoperante y desplazamiento de la pesca por otra actividad) que el sector actualmente enfrenta para desarrollar su actividad. La descripción de estos procesos adversos se utiliza para discutir las potenciales circunstancias que los impactos del Cambio Climático (CC) podrían conformar. Los planteamientos del trabajo buscan enriquecer la discusión sobre estrategias de planeación que propicien la sustentabilidad de la pesca en Tabasco y en México.

**Palabras clave:** pesca artesanal, pérdida de hábitat, políticas gubernamentales, Petróleos Mexicanos.

#### Abstract

This paper describes in general terms the situation of coastal fisheries in Tabasco. Product of the author's expertise with marine and lagoon small-scale fishermen on the Tabasco coast, three of the main problems that the sector currently faces to develop their activity (habitat loss, ineffective fishery system and displacement of fishing by other activities) are analyzed. The description of these adverse processes is used to discuss potential circumstances in which the impacts of Climate Change (CC) could form. Work approaches seek to enrich the discussion on planning strategies that promote the sustainability of fisheries in Tabasco and Mexico.

**Key words:** fisheries management, coastal habitat, policies, Petroleos Mexicanos.

#### Introducción

Tabasco se localiza al Sureste de la República Mexicana y territorialmente se caracteriza porque la mayor parte de su superficie tiene una altitud próxima al nivel del mar. El largo de la costa del Estado es de 189 km y su plataforma continental tiene un ancho variable que va de alrededor de 80 km a la altura del Río Tonalá, hasta aproximadamente los 140 km enfrente a la laguna de Atasta, Campeche. En la franja costera se ubican sistemas de humedales que en conjunto suman una superficie de 32 000 ha y que dan sustento a 40 km<sup>2</sup> de bosques de manglar (Pérez-Sánchez *et al.*, 2002). Forman parte de este sistema de humedales la laguna El Yucateco, el sistema lagunar El Carmen-Pajonal-Machona, laguna Tupilco, laguna Mecoacán y el complejo lagunar Julivá-Santa Anita, además de los humedales de la desembocadura del Grijalva y el Usumacinta, que fueron protegidos en 1992 con la creación de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC). Ambos ríos aportan cerca del 33% de los recursos hidrológicos del país (Barba-Macias *et al.*, 2006).

La riqueza biológica de la franja costera tabasqueña ha tenido un uso histórico. En el caso de la pesca, en la zona hay aproximadamente 7451 pescadores organizados (38.8 pescadores/km) y 1180 embarcaciones menores registradas, ubicadas principalmente en los municipios de Centla, Paraíso y

Cárdenas (Bozada-Robles, 2006). Todos estos pescadores se distribuyen básicamente en dos flotas de acuerdo al ambiente en donde capturan: lagunar y marino.

La flota pesquera que trabaja en las lagunas, ríos y arroyos es la de mayor tradición en Tabasco. Los pescadores-campesinos de Tabasco (Aleman-Ramos, 1992) pescan en cayucos y lanchas de fibra de vidrio con longitud de 6 a 8 m de eslora, que generalmente tienen un motor fuera de borda de entre 6 y 15 hp. La pesca es de temporal y multiespecífica, pues sus principales recursos objetivos son: camarón (*Litopenaeus setiferus*, *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum*), caracol (*Melongena melongena*), chucumite (*Centropomus parallelus*), robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), cintilla (*Trichiurus lepturus*), mojarra castarrica (*Cichlasoma urophthalmus*), mojarra paleta (*Paranetropus sinpila*, *P. heterosphila*), jaibas (*Callinectes sapidus*, *C. rathbunae* y *C. similis*), lebrancha (*Mugil curema*) y la lisa (*M. cephalus*). La acuicultura extensiva en las lagunas costeras es también una actividad importante, ya que el cultivo de tilapia (*Oreochromis* spp) y de ostión (*Crassostrea virginica*) produce 18 991 ton/año, aportando está última el 37% de la producción nacional. El cultivo del camarón blanco del Pacífico (*Litopenaeus vannamei*) produce aproximadamente 198 ton/año. De la pesca artesanal y la acuicultura extensiva en los humedales las comunidades humanas asentadas en los litorales obtienen alimentos y excedentes económicos que les permiten aminorar las consecuencias de sus condiciones de pobreza.

La pesca marina es de pequeña escala y posee embarcaciones menores (lanchas de 23 pies de eslora con motores fuera de borda de entre 60 y 120 hp) con permisos para la captura de escama marina, pero también para la captura de tiburón y de camarón “siete barbas”. Los principales recursos de escama son robalo blanco y prieto (*Centropomus undecimales* y *C. poeyi*), chucumite (*Centropomus parallelus*), sierra (*Scomberomorus maculatus*), peto (*Scomberomorus cavalla*), huachinango (*Lutjanus campechanus*) y bagre bandera (*Bagre marinus*) (Mendoza-Carranza, 2008; Perera-Garcia *et al.*, 2011). La pesca de tiburones está íntimamente relacionada con la de escama y para la zona costera de Tabasco es multiespecífica pues se pescan más de 15 especies, entre las más abundantes están: *Rhizoprionodon terranova*, *Sphyrna lewini* y *Sphyrna tiburo* (Hernández-Lazo, 2009).

Paradójicamente, y como en la mayor parte de las zonas costeras del mundo (Clark, 1996), el crecimiento poblacional humano y el consiguiente incremento en la presión sobre sus recursos naturales han impactado negativamente en la zona costera de Tabasco. En la actualidad, la costa tabasqueña ha sido severamente modificada por una población humana social y económicamente marginada y un desarrollo urbano, petrolero, agropecuario e hidroeléctrico desordenado, donde las actividades económicas han competido intensamente por los mismos espacios desde hace casi 50 años (Oseguera-Ponce, 2001). Todo esto ha impactado los estilos de vida de los pobladores, en especial el de los pescadores que dependen de la calidad ambiental de los ecosistemas costeros (Alcalá-Moya, 1986).

En el presente trabajo se reflexiona sobre algunas de las problemáticas actuales de la pesca en la costa de Tabasco, y los posibles escenarios adversos ante el Cambio Climático (CC). Revertir el deterioro ambiental de las lagunas costeras de Tabasco y prepararse para diseñar estrategias de mitigación frente al CC requiere de una toma de decisiones lo mejor informada y documentada posible.

## Materiales y métodos

Las reflexiones y los datos parciales utilizados en el presente estudio son producto de años de trabajo de los autores en proyectos de investigación con los pescadores de la costa de Tabasco. Gran parte de la información proviene de entrevistas y talleres en los que han participado pescadores y otros usuarios de la zona costera. Las discusiones de los resultados fueron guiadas por publicaciones especializadas en Cambio Climático y pesquerías artesanales.

## Resultados

Aunque la problemática de la pesca en Tabasco es compleja, se identificaron tres intrincadas situaciones adversas que influyen en el sistema pesquero actual: desplazamiento por otras actividades productivas, pérdida de hábitat y cambio en el sistema pesquero.

### *Desplazamiento de la pesca*

Tradicionalmente la pesca marina en Tabasco se realizaba en la plataforma marina, donde coexistía con las instalaciones petroleras cuyo eje rector era el Sistema de Organización del Tráfico Marítimo en el Golfo de Campeche y en la Terminal Marítima Petrolera a la altura de Cayo Arcas, Campeche (Bozada-Robles, 2006). Esta organización del tráfico marino reconocía una zonificación que estipulaba cuatro tipos de áreas (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Comparación de las zonificaciones antes y después del decreto intersecretarial del 11 de septiembre de 2003 que prohíbe cualquier tipo de actividad que no sea la petrolera en la Sonda de Campeche.

<b>Antes de 2003</b>	<b>Después</b>
<p><u>Zonas a evitar:</u> áreas en la que la navegación es particularmente peligrosa o en la que es excepcionalmente importante impedir que se produzcan siniestros y que deben evitar todos los buques o ciertas clases de buques.</p>	<p><u>Prevención:</u> área en la cual no se permitirá ningún tipo de actividad, salvo aquella requerida para la exploración y producción petrolera; se autoriza el tránsito rápido e ininterrumpido de embarcaciones pesqueras en ruta hacia sus áreas de pesca situadas fuera de éstas áreas y de las de exclusión, asimismo se identificará y controlará el tráfico marítimo y aéreo que vaya a ingresar a las zonas de exclusión.</p>
<p><u>Eje de circulación recomendado:</u> derrota especialmente inspeccionada para garantizar que está libre de peligro y por la cual se aconseja a los buques navegar.</p>	<p><u>Exclusión:</u> zona en la cual no se permitirá el tráfico de embarcaciones o aeronaves, salvo aquellas que sean requeridas para la operación de las plataformas.</p>
<p><u>Zona de precaución:</u> área en la que los buques han de navegar con especial precaución y dentro de la cual se puede recomendar la dirección del tráfico.</p>	
<p><u>Zona de fondeo:</u> área que ha sido sujeta a un estudio batimétrico para determinar que está libre de peligro y en la cual se aconseja a los buques fondear.</p>	

De acuerdo a entrevistas con pescadores marinos de pequeña escala en la costa de Tabasco y Campeche, antes del decreto existían buenas relaciones entre trabajadores de PEMEX y los pescadores. En aquella época operaba un sistema de trueque de productos pesqueros por insumos que se tenían en las plataformas. Además se brindaba atención médica gratis para urgencias de pescadores y se permitía que los pescadores se abrigaran en las plataformas cuando había mal tiempo.

Dos años después de los atentados de las torres gemelas en Nueva York el 11 de Septiembre de 2001 se publica en el Diario Oficial de la Federación el Acuerdo mediante el cual se Establecen las Medidas de Seguridad en la Sonda de Campeche ante las posibles amenazas terroristas sobre instalaciones consideradas estratégicas para la seguridad nacional. El decreto intersecretarial del 11 de

septiembre de 2003 prohíbe cualquier tipo de actividad que no sea la petrolera en la **Sonda de Campeche**<sup>11</sup> (Cuadro 1).

Bajo estas nuevas circunstancias los pescadores han visto sus áreas de pesca reducirse (en el mejor de los casos hay un intenso tráfico de los barcos en la zona pesquera) y tienen que hacer grandes esfuerzos para obtener sus capturas ya que algunas especies entran en la zona de exclusión y cuando algunos pescadores han entrado en ellas para capturarlas han sido detenidos. Estas áreas de exclusión por la actividad petrolera están aumentando<sup>12</sup>.

### *Pérdida de hábitat*

En las lagunas costeras en Tabasco históricamente se han realizado actividades productivas como la pesca, pero también han servido como vía de comunicación y un lugar de esparcimiento. Sin embargo, las lagunas costeras están siendo destruidas o modificadas sustancialmente, entre otros factores, por el crecimiento poblacional, contaminación por actividades petroleras, ganaderas y agrícolas<sup>13</sup>, que llevan a pérdidas de hábitats por modificación e incendios (Mendoza-Carranza, 2008).

Actualmente las especies objetivo de la pesca se encuentran amenazadas por el deterioro de sus hábitats. Desde 1955 se modificaron los cauces de los ríos Grijalva, Samaria y Zanapa, para proteger la planicie costera de Tabasco de inundaciones. Se reubicó parte de la población tabasqueña en 220 poblados con 4184 viviendas (Alcalá-Moya, 1986). Así, los ecosistemas costeros de Tabasco han sido fuertemente modificados por la construcción de obras hidráulicas cambiando de modo radical el uso del espacio, los mecanismos de circulación de agua, el sistema de tenencia de la tierra y aún los estilos de vida de los pobladores.

En la zona costera los cambios en la dinámica hidrológica y ecológica causados por la disminución y desvío de aportes de agua dulce como resultado de la construcción de represas y canales así como de infraestructura para la agricultura extensiva (Plan Chontalpa) han tenido por consecuencia negativa la reducción de aportes de agua dulce. A ello hay que sumar las modificaciones en la apertura de bocas (Boca de Panteones) por un lado y las alteraciones ecológicas consecuentes por el avance de la intrusión salina costera así como los cambios en la vegetación costera. Con la construcción de infraestructura petrolera (*e.g.*, gasoductos, pozos de extracción), los suelos y los cuerpos de agua de la zona se han contaminado<sup>14</sup>. La mala calidad del agua de las lagunas costeras en Tabasco se debe a que se realizan principalmente actividades petroleras (extracción y producción), agrícolas y ganaderas (Villanueva y Botello, 1998).

De manera que los humedales costeros de Tabasco están funcionando como gigantesco reservorios naturales de contaminantes que son productos de actividades económicas asentadas en las cuencas hidrológicas (Toledo, 1983)

<sup>11</sup>Se registra que la zona petrolera en la **Sonda de Campeche** comprende un área de 8000 km<sup>2</sup>, incluyendo las chapopoterías naturales y más de 200 plataformas petroleras.

<sup>12</sup>En el Diario Oficial de la Federación de fecha 25 de septiembre de 2009, se comunica la solicitud de permiso presentada por el organismo subsidiario Pemex Exploración y Producción para llevar a cabo trabajos de exploración superficial relacionados con el levantamiento sísmico ampliación Norte y Oeste de Han Sur Oeste de Tamil 3D. El estudio se desarrollará en un área aproximada de 4004 km<sup>2</sup>.

<sup>13</sup>Juntas representan casi el 90% de los ingresos productivos del estado (Villanueva y Botello, 1998).

<sup>14</sup>El problema de la mortandad del ostión es sinérgica, donde están involucradas la contaminación urbana o doméstica; 10%; contaminación industrial (efluentes y emisiones): 40%; azolvamiento: 5%; tala (manglar y bosque tropical):10%; mal manejo del recurso (ostión):15%; enfermedades:10% (Bozada-Robles, 2006).



### *Sistema pesquero inoperante*

Durante los últimos años se ha observado una disminución significativa de los recursos pesqueros, atribuida al incremento de pescadores y a las prácticas inadecuadas de manejo de recursos en las lagunas costeras (Utrera, 1989). El incremento del número de pescadores y las prácticas de manejo inadecuadas han sido empleada en muchas ocasiones como único argumento para explicar el decline de los recursos pesqueros. Sin embargo, en muy pocas ocasiones esto ha sido demostrado científicamente. Explicar la disminución de una especie o grupo de especies implica conocer y considerar una gran cantidad de procesos asociados al ciclo de vida de las especies y a su ambiente. Entre los procesos asociados más importantes está la calidad de las áreas de reclutamiento de larvas y juveniles (aspecto directamente relacionado con el tamaño de la población adulta) del que poco se conoce aún.

Otro proceso que se está llevando a cabo y que debilita profundamente las estructuras sociales y las organizaciones gremiales de los pescadores artesanales es el desmoronamiento de la antigua figura de la cooperativa, en particular en áreas sujetas a fuertes presiones por el crecimiento y desarrollo acelerado de otras actividades a las que el gobierno federal apoya fuertemente como es el caso de las actividades de conservación ambiental y de desarrollo de infraestructura y servicios turísticos. A su vez las sociedades cooperativas de producción pesquera (S. C. P. P.) permanecen vigentes a nivel administrativo debido al interés de los pescadores de seguir siendo sujetos de políticas federales y estatales que pudiesen favorecerles económicamente.

En el caso del ostión, una dificultad para regular la pesquería de ostión es la cercanía de la población pesquera a los bancos acuícolas y a lo somero de la laguna, porque se trata de un recurso bentónico y estático y que el proceso de preparación se realiza en condiciones insalubres (Garrido-Mora *et al.*, en proceso). De acuerdo a Bozada-Robles (2006), la declinación de la captura y posterior desaparición de la pesquería del ostión comprenden: a) un exceso en el nivel de esfuerzo; b) falta de fondos adecuados para la fijación de las larvas; c) exceso de agua dulce por largas temporadas en los bancos ostrícolas; d) contaminación por hidrocarburos; y e) una combinación de todos los factores anteriores.

### *Implicaciones frente al cambio global*

La situación actual que presenta la pesca en la zona costera de Tabasco, incrementa la vulnerabilidad de las comunidades pesqueras y sus modos de vida frente a fenómenos cada vez comunes producto del cambio climático: incremento del nivel del mar, huracanes, inundaciones. Así mismo un acelerado cambio del paisaje marino y costero pone de manifiesto este incremento en la vulnerabilidad tanto de ecosistemas como de comunidades que viven del uso de recursos en estas áreas.

En adición a las posibles amenazas que representa el cambio global, también existen amenazas locales que incrementan en mucho la vulnerabilidad de la actividad pesquera, particularmente las siguientes: 1) el incremento de la deposición de sedimentos en las lagunas costeras producto de la deforestación en áreas de la cuenca alta, 2) el incremento de las cargas de materia orgánica que comprometen las funciones de los hábitats acuáticos al potenciar condiciones adversas producidas por la eutroficación de los sistemas acuáticos, 3) la contaminación por metales pesados e hidrocarburos, fenómeno altamente preocupante a nivel mundial y que afecta directamente a los seres vivos y ecosistemas, 4) por último, pero no menos preocupante es el vertido de desechos domésticos (en volúmenes crecientes debido al crecimiento demográfico acelerado en la zona costera) que es un ingreso masivo de contaminantes a la zona marina ribereña de agua salobre.

Una de las mayores amenazas a corto plazo para las lagunas costeras de Tabasco y, por tanto, para su función como zonas de pesca, es la alta erosión producto del incremento del nivel del mar que están

sufriendo las barras que en principio deberían funcionar como barreras divisorias con el mar mismo. La pérdida de esta zona costera implicaría un cambio drástico en las condiciones ambientales, perdiéndose extensas zonas estuarinas transformadas en zonas netamente marinas.

La ocupación masiva de antiguas áreas de pesca por la industria petrolera y su consiguiente área de restricción. Esto ha reducido grandemente las opciones y eliminado importantes áreas de pesca que otrora fueran zonas de pesca con alta abundancia de recursos. Otro problema directamente asociado con este cambio de actividades sobre estas áreas marinas es el incremento de las fuentes de emisión de contaminantes entre ellos CO<sub>2</sub> por la continua quema de gas natural en las mechas de las plataformas de extracción de hidrocarburos.

Como se puede ver, en la actualidad las comunidades de pescadores y la pesca, a pesar de su importancia, se encuentran cada día en condiciones de mayor vulnerabilidad ante cualquier fenómeno de índole local o global. Las soluciones no son fáciles, pero se debe incentivar la pesca de pequeña escala que no es solamente una actividad extractiva sino que además puede ser empleada como herramienta de conservación, al tener un bajo impacto ecológico y un alto impacto social pues sostiene la economía de miles de familias y al mismo tiempo produce importantes recursos de proteínas muy necesarias a la alimentación humana particularmente ahora cuando se avecinan posibles crisis alimentarias.

## Discusión

El trabajo de Defeo *et al.*, (2013), pone de manifiesto la necesidad urgente de desarrollar instituciones sólidas, mejores sistemas de gobernanza y regulaciones de gestión eficaces para promover la resiliencia como una manera de hacer frente a la creciente incertidumbre sobre el impacto futuro del cambio climático y la globalización de los mercados internacionales sobre las pesquerías artesanales de América Latina. En el caso de Tabasco urgen hacer dos cosas: una línea base de conocimiento y programas de apoyo al sector que hagan más robusta la gobernanza.

La literatura publicada sobre las lagunas costeras tabasqueñas es aún puntual y esporádica hacia temáticas y localidades prioritarias económica o ambientalmente; como consecuencia, la cobertura de información no es homogénea geográficamente, ni temporalmente consistente. Por ejemplo, los vacíos de información incluyen sistemas lagunares importantes para la subsistencia de los pobladores locales, pero no económicamente prioritarios para los gobiernos estatal y federal (*e.g.*, laguna La Palma, laguna El Cocal). La ausencia de trabajos publicados sobre estas lagunas evidencian que no existen a la fecha esfuerzos consistentes de investigación que permitan abordar de una forma amplia la problemática del Estado, produciendo por consiguiente que la investigación científica estatal se encuentre en forma dispersa y no sistematizada.

Temáticamente también hay líneas de investigación pendientes. Por los pocos trabajos que han utilizado acercamientos académicos integrales se pudo ver que prácticamente nadie ha abordado a las pesquerías como sistemas complejos con tres subsistemas, biológico, de manejo o gobernanza y social. Claramente se ha atendido el subsistema biológico pero desatendido los otros dos. Otro ejemplo de un tema por atender es que hasta ahora los esfuerzos de investigación se han enfocado en la diagnosis de los recursos lagunares, soslayando estudios que contribuyan a la discusión académica sobre el tipo de planeación más adecuada al contexto socioeconómico donde se insertan las estrategias de uso y conservación de los recursos.

En el caso de la gobernanza, los antecedentes no son nada halagüeños, pues simultáneamente a la instauración de zonas de exclusión que anteriormente fueron zonas de captura para los pescadores se han instituido programas de reconversión de actividades productivas. Sin embargo hasta la fecha no se



conoce si algún pescador ha podido acceder a los fondos destinados a tal efecto<sup>15</sup>. Las implicaciones de estas medidas gubernamentales son amplias y sus efectos sobre la población de pescadores aún no han sido estudiadas por lo que es necesario motivar la discusión en torno a los efectos de estas políticas entre dicha población.

Los desplazamientos de pescadores ya habían empezado desde antes con la reconversión productiva originada por las zonas de exclusión de PEMEX en la Sonda de Campeche cuando se buscó convertir a los pescadores en acuicultores (*e.g.*, Pérez-Sánchez *et al.*, 2002). Pero sigue sin haber soluciones efectivas a los problemas que enfrenta la actividad.

## Conclusiones

Aún no son claros los efectos del Cambio Climático en la costa de Tabasco menos aún las consecuencias que tendrá en la actividad del gremio de pescadores que se caracteriza por practicar una pesca escasamente tecnificada y multiespecífica además de que al interior mismo de ese gremio existen grandes diferencias tanto en sus formas de organización como en la cultura de sus miembros. La formulación de un nuevo modelo de gestión de la actividad pesquera en el litoral de Tabasco es necesaria y tendría que abordar toda la problemática considerando las diferentes dimensiones ecológicas, sociales y económicas.

## Agradecimientos

Esta obra se realizó gracias al apoyo del Proyecto "Regionalización ecosistémica de las lagunas costeras sujetas a pesquerías artesanales en Tabasco: un enfoque de manejo trans-disciplinario" (TAB-2011-C24-167758), que estuvo a cargo de A. Espinoza-Tenorio y fue financiado por el Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica.

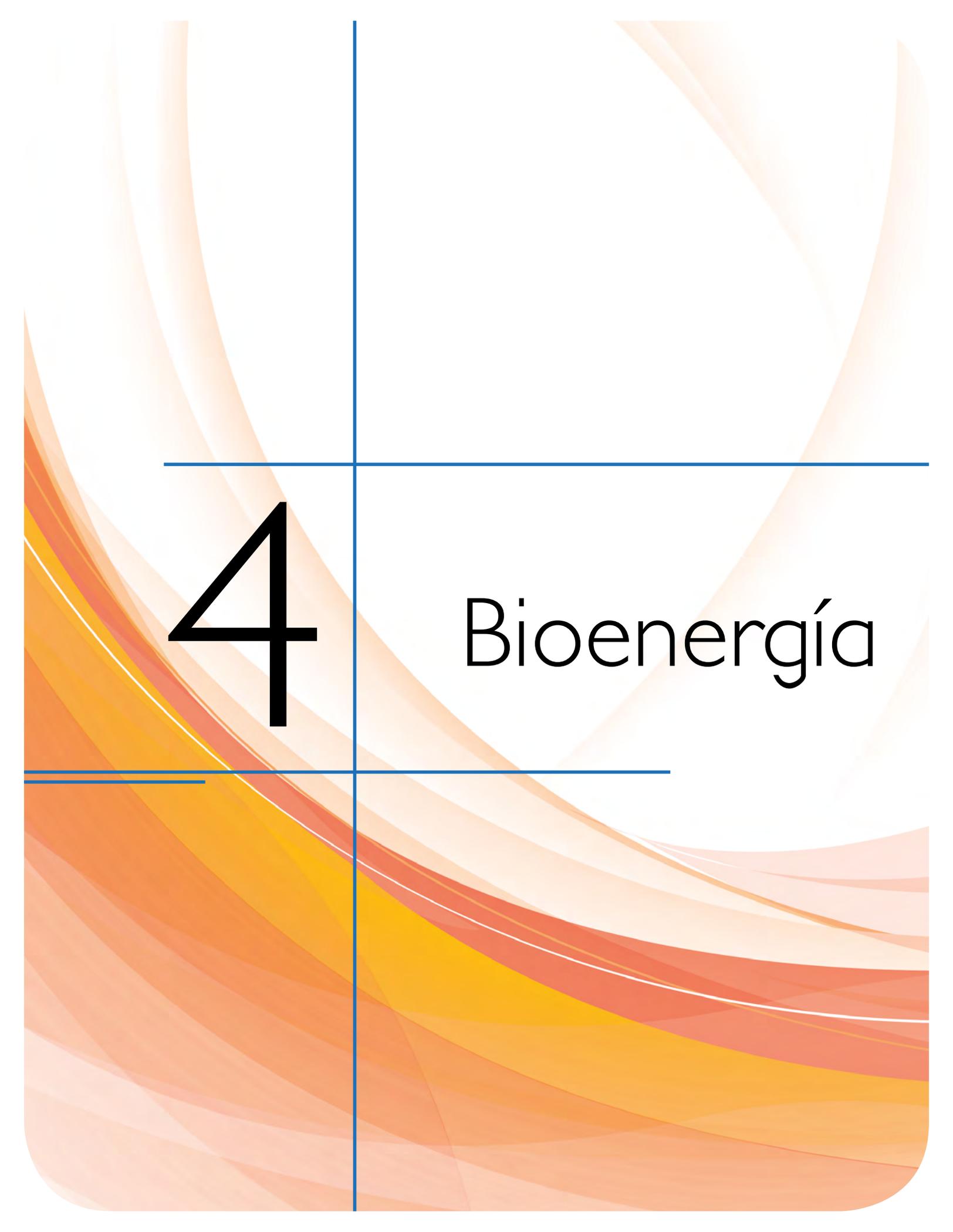
## Bibliografía

- Alcalá-Moya M. 1986. Los pescadores de la costa de Michoacán y de las lagunas costeras de Colima y Tabasco Primera ed., DF, México. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. Cuadernos de la Casa Chata 123. México. 131 pp.
- Aleman-Ramos L. 1992. El campesino-pescador en los humedales de Tabasco 1950-1990. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Barba-Macias E., J. Rangel-Mendoza, R. Ramos-Reyes. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia* 22:101-110.
- Bozada-Robles L. M. 2006. Las pesquerías de la zona costera de Tabasco: una actividad amenazada. Universidad Veracruzana Intercultural. Sede Selvas Universidad Istmo-americana, A.C.
- Clark J. 1996. *Coastal Zone Management Handbook*. Lewis Publisher. New York.
- Defeo O., M. Castrejón, L. Ortega, A. M. Kuhn, N. L. Gutiérrez, J. C. Castilla. 2013. Impacts of Climate Variability on Latin American Small-scale Fisheries. *Ecology and Society* 18:30.
- Garrido-Mora A., A. J. Sánchez-Martínez, F. J. Félix-Torres. En proceso. Descripción de la Pesquería de Ostion del Golfo Crassotrea Virginica En la laguna Mecocan del estado de Tabasco, México. 6 pp.
- Hernández-Lazo C. C. 2009. Aspectos de la pesquería artesanal de tiburones en el puerto de San Pedro, Centla, Tabasco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Mendoza-Carranza. 2008. Memorias del taller diagnóstico de la pesca en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. La perspectiva social de pesca en los Pantanos de Centla Primera, Villahermosa, Tabasco. El Colegio de la Frontera Sur, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Tabasco y Gobierno del Estado de Tabasco.

<sup>15</sup>El Fondo de Reconversión Pesquera del Golfo de México (FIFOPESCA) de la CONAPESCA fue aprobado a mediados de 2004 y se le asignaron 140 millones de pesos para su operación y uno de sus objetivos fue crear fuentes alternas de ingresos para los pescadores de la región, por la reducción de las áreas de pesca con motivo del establecimiento de "Áreas de prevención y exclusión en la Sonda de Campeche" (Bozada-Robles 2006).

- Oseguera-Ponce J. A. 2001. El Comportamiento de la Pesca Continental de Tabasco: La Intensidad y Competencia Entre Usuarios. *Kuxulkab' Revista de Divulgación*. 10 pp.
- Perera-García M. A., M. Mendoza-Carranza, W. M. Contreras-Sánchez. 2011. Reproductive biology of common snook *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae) in two tropical habitats. *Revista de biología tropical* 59:669-681.
- Pérez-Sánchez E., J. Muir, L. Ross. 2002. Coastal Aquaculture and Sustainable Livelihoods in Mecoaacán, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 18:42-52.
- Toledo A. 1983. Como destruir el paraíso: el desastre ecológico del sureste. Centro de Ecodesarrollo, D. F., México. 151 pp.
- Utrera D. A. 1989. Programa para el desarrollo ostrícola en el estado de Tabasco para 1990, México. Informe. PESCA, México. 15 pp.
- Villanueva S. F., A. V. Botello. 1998. Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Reviews of environmental contamination and toxicology* 157:53-94.





4

Bioenergía



## 4.1 Balance global de carbono y energía de la producción de aceites microbianos para biocombustibles avanzados a partir de glicerol residual de biodiésel

Niehus Xochitl<sup>1</sup> y Sandoval Georgina

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Av. Normalistas No. 800, Col. Normalistas, CP 44270, Guadalajara, Jalisco, Autor para correspondencia: gsandoval@ciatej.mx

### Resumen

Se ha propuesto el uso de biocombustibles alternativos amigables con el ambiente, aunque se ha señalado que para que los biocombustibles sean realmente sustentables deben ser provenir de fuentes de carbono residuales (biocombustibles avanzados) de tal manera que eviten los conflictos éticos y sociales de utilizar tierras y agua para su producción. En el caso del biodiésel y la bioturbosina, la principal limitante para producirlos es la escasez y costo de la materia prima (aceites y grasas), además del costo que implica el tratamiento del glicerol que es su principal coproducto (10%) y la consideración de que la demanda mundial de glicerol ya es superada por la oferta. Considerando lo anterior, se estudia la producción de aceites microbianos utilizando levaduras oleaginosas y como fuente de carbono glicerol residual del biodiésel. Para tal fin, se estudió la potencialidad energética de las levaduras oleaginosas alimentadas con glicerol residual, con base en su contenido de lípidos y su composición elemental, para realizar un balance global de carbono y energía del proceso, considerado como un sistema cerrado. Los resultados indican que es posible utilizar glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para producir aceites microbianos que pueden utilizarse para producir biocombustibles, con un balance de energía positivo.

**Palabras clave:** levaduras oleaginosas, bioenergía, biodiésel, glicerol reciclado.

### Abstract

It has been proposed the usage of environmentally friendly alternative biofuels, although it has been pointed out that for biofuels in order to be sustainable, they must come from residual carbon sources (advanced biofuels) and avoiding ethical and social conflicts of using arable lands and water for their production. In case of biodiesel and bioturbosine, the main limiting to produce them is the shortage and raw materials cost (oils and greases), besides the cost implied in glycerol treatment which is its main byproduct (10%) and the consideration that the offer of glycerol already overcomes the demand. Considering all the above, we have studied the production of single cell oils (SCO) or microbial oils, using oleaginous yeasts and as carbon source residual glycerol from biodiesel. To that end, it was studied the energetic potential of oleaginous yeasts fed with residual glycerol, in base of its lipid content and elemental composition to make a global carbon and energy balance of the process considering a closed system. The results indicate that it is possible to use residual glycerol from biodiesel as carbon source to produce biofuels with a positive energy balance.

**Key words:** oleaginous yeasts, bioenergy, biodiesel, recycled glycerol.

### Introducción

El problema del calentamiento global se debe principalmente a la emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), gas metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Es un asunto de interés mundial y muchas naciones están haciendo investigaciones para disminuir y

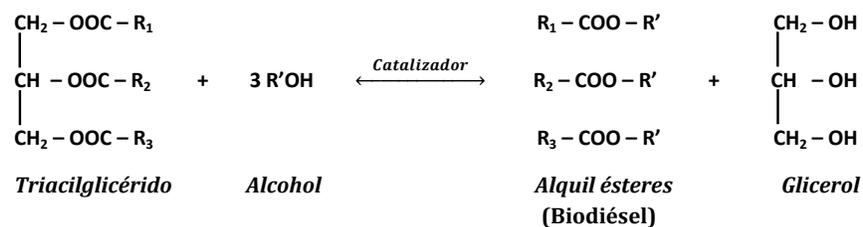
contrarrestar el problema, además de los proyectos de cooperación internacional para encontrar soluciones. Se considera que gran parte de dichas emisiones son producidas por los combustibles fósiles (hidrocarburos) derivados del petróleo, que es obtenido de yacimientos subterráneos. En la actualidad se está agotando dicho recurso y cada vez es más complicada su obtención (pozos más profundos y debajo de aguas oceánicas), además del incremento continuo en las demandas de combustibles. Por lo que existe la necesidad de combustibles líquidos renovables que puedan reemplazar a los combustibles fósiles.

Los biocombustibles pueden ser una buena alternativa a los combustibles fósiles. Estos son fuentes alternas de energía y se definen como combustibles derivados de fuentes biológicas (animales, vegetales o microorganismos) con propiedades similares a los combustibles fósiles y capaces de sustituirlos (Nass *et al.*, 2007).

Cabe mencionar que el primer motor diésel desarrollado por el Dr. Rudolf Diesel en 1895 funcionaba con aceites vegetales, pero con el desarrollo de combustibles fósiles a principios del siglo XX quedaron olvidados los aceites vegetales como combustible. Actualmente ya se encuentra en uso del biodiésel, como alternativa del diésel fósil. El biodiésel que es uno de los principales biocombustibles líquidos y se define como una mezcla de monoacilésteres de ácidos grasos de cadena larga derivados de grasas o aceites de origen vegetal o animal, con ciertos aditivos y que cumple con las normas EN 14214 (Europa) y ASTM D6751 (Estados Unidos). En México aún no existe una norma para tal efecto.

Según reportes europeos (EBRAC, 2006), el uso de este biocombustible reduce, comparado con el diésel fósil, la emisión de gases de efecto invernadero hasta en un 70%, de hidrocarburos hasta en un 40%, de partículas pesadas hasta en un 40% y de los óxidos de nitrógeno hasta en un 5%. Igualmente, el biodiésel es el único biocombustible que ha sido estudiado por la EPA (U.S. Environmental Protection Agency), reportándose las siguientes reducciones de emisiones respecto al diésel fósil: reducción de los gases de invernadero en un 67%, eliminación casi total de las emisiones de compuestos azufrados, 47% menos de monóxido de carbono y 47% menos de partículas pesadas (EPA, 2002). Además presenta otras muchas ventajas, tales como que los motores tradicionales diésel no requieren mayores modificaciones para funcionar con biodiésel, al provenir de aceites vegetales y animales es renovable, reduce la dependencia del petróleo, tiene un balance positivo de energía mayor que cualquier otro combustible (por cada unidad de energía gastada para su producción se ganan 3.2 unidades) y es un combustible comprobado como viable y sustentable.

La reacción química más utilizada para su producción es la transesterificación en la cual un triglicérido y un alcohol reaccionan presencia de un catalizador para formar la mezcla de alquil ésteres de ácidos grasos (biodiésel) y glicerol (Figura 1). A partir de esta reacción se puede calcular que por cada 10 kg de biodiésel, se genera 1 kg de glicerol residual, de manera que con el aumento en la producción mundial de dicho biocombustible, se producirá más y más de este residuo, con lo que se superará cada vez más la demanda de glicerol para las aplicaciones comunes en la industria, además de que para la mayoría de las aplicaciones conocidas se requiere que el glicerol sea purificado lo que conlleva costos adicionales para la industria del biodiésel. Por lo anterior es muy importante encontrar nuevos usos para el glicerol residual.



**Figura 1.** Reacción de transesterificación para la producción de biodiésel.

La principal barrera para el uso generalizado del biodiésel en el mundo es su alto costo debido principalmente a que la materia prima aporta alrededor del 88% de los costos de producción (Haas *et al.*, 2006) además de que en los últimos años se ha presentado un aumento de un 200% en el precio de los aceites vegetales (FAO-ONU, 2008; López-Pérez, 2008). Los aceites vegetales comúnmente utilizados para su elaboración también presentan el dilema ético del uso de productos alimenticios o implican el uso de grandes extensiones de tierra arables y agua de riego para elaborar combustibles mientras aún exista hambruna en el mundo. De tal manera que para obtener beneficios ambientales reales se deben utilizar biocombustibles avanzados (de segunda y tercera generación) no de alimentos sino de residuos (Sandoval, 2009; Tilman *et al.*, 2009).

Los microorganismos, en general, se consideran oleaginosos si son capaces de acumular lípidos a más del 20% de su peso celular seco aunque algunos pueden acumular un 70% o más (Ratledge, 1991). Los lípidos son acumulados intracelularmente en forma de gotas de aceite, consistiendo en su mayor parte (más del 80%) en triglicéridos. La acumulación de lípidos en los microorganismos es debida a la presencia de una fuente de carbono en exceso y a una cantidad limitada de uno de los otros nutrientes preferentemente la fuente de nitrógeno en ambientes altamente aerobios (Ratledge y Wynn, 2002). Los aceites de microorganismos (también llamados aceites unicelulares o SCO por sus siglas en inglés, “Single Cell Oils”) constituyen una alternativa prometedora como materia prima para la producción de biodiésel (Vicente *et al.*, 2009), las levaduras oleaginosas son de particular interés para este fin, ya que los lípidos que producen presentan una composición y características similares a las de los aceites vegetales comunes, además de que son capaces de utilizar una gran cantidad de fuentes de carbono como sustrato, entre ellas el glicerol, para producir lípidos y su cultivo es relativamente sencillo.

En este trabajo se propone utilizar el glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para una levadura oleaginosas cuyos lípidos pueden ser utilizados para la elaboración de biodiésel y de esta manera reciclar en el mismo proceso el carbono residual mejorando así su eficiencia global, al realizar un balance de carbono y energía, para determinar su potencial energético.

## **Materiales y métodos**

### *Cepa y condiciones de cultivo*

La levadura de trabajo corresponde a la levadura *Candida* C3 de la colección de cepas del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ), que se mantuvo en cajas Petri con medio YPD a 4 °C una vez incubadas a 30 °C por 24 h. La producción de lípidos se realizó en un biorreactor de 3 l, con 2 l de medio de cultivo a 30 °C, 1 vvm de aereación y 750 rpm de agitación mecánica con propela sin control de pH por duplicado. Inicialmente se utilizó un medio de cultivo rico con glicerol como fuente única de carbono (YPG que tiene la misma composición que el YPD solo cambiando la glucosa por glicerol) para el preinóculo en matraz con 50 ml de medio a 30 °C y 250 rpm, con el objetivo de favorecer el crecimiento de la levadura y su adaptación al glicerol como sustrato y se mantuvo hasta la fase exponencial. Posteriormente se realizó el cultivo del inóculo en 200 ml de medio YPG en las mismas condiciones hasta el inicio de la fase exponencial. Con la biomasa obtenida se llevó a cabo la inoculación del biorreactor con medio con nitrógeno limitante y glicerol residual como única fuente de carbono en exceso basado en el reportado por Suutari *et al.*, (1993) antes de resuplementar y usando glicerol residual en lugar de glucosa.

### *Balance de masa y energía*

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

productos, con lo que se considera dentro de un régimen transitorio. Es especialmente útil cuando no se tiene suficiente información sobre el comportamiento de un determinado microorganismo.

### *Técnicas analíticas*

El crecimiento celular o biomasa se determinó por medio de peso seco después de secar a volumen constante. El contenido de lípidos se midió por medio de la extracción de los lípidos contenidos en las células utilizando el método propuesto por Schreiner y Daum (2006), y el porcentaje de lípidos se reportó con base al peso seco.

La concentración de glicerol se midió por HPLC utilizando un cromatógrafo acoplado a un detector de índice de refracción con una columna Aminex HPX-87C (300 × 7.8 mm) con agua desionizada como fase móvil en un flujo de 0.5 ml/min a 85 °C.

El consumo de nitrógeno se reportó como la suma del nitrógeno orgánico e inorgánico presente en el sobrenadante medidos por los métodos colorimétricos propuestos por Chaney y Marbach (1962) y Sun *et al.*, (2006) respectivamente.

### *Balance de masa y energía*

La ecuación 1 muestra el balance elemental del crecimiento microbiano (Shuler y Kargi, 1992).



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

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

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

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

donde,  $\gamma_S = 4 + x - 2y$ ,  $\gamma_B = 4 + \alpha - 2\beta - 3\delta$ , y  $\gamma_P = 4j + k - 2l - 3m$ . El grado de reductancia ( $\gamma$ ) es el número equivalente de los electrones disponibles por cada átomo gramo, basado en átomos de carbono (4), hidrógeno (1), oxígeno (-2) y nitrógeno (-3) (Shuler y Kargi, 1992).

Se utilizó la composición elemental de la biomasa seca para estimar el término  $\eta \cdot \eta$ , el cual representa el rendimiento energético de la formación de la biomasa y es la relación del calor producido por la oxidación de la biomasa entre el sustrato utilizado, en donde la oxidación resulta de la oxidación de  $CO_2$ ,  $H_2O$  y  $NH_3$  (Minkevich y Eroshin, 1973). De acuerdo con Erickson *et al.*, (1978) puede ser correlacionada con el rendimiento de la biomasa  $Y_{X/S}$  de acuerdo a la ecuación 4.

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

donde,  $\sigma_B$  y  $\sigma_B$  son las fracciones en peso de carbono en el sustrato y la biomasa, respectivamente. El calor de combustión puede ser calculado a partir de la composición elemental de la biomasa con la ecuación 5 (Meier *et al.*, 1986) con un 5% de margen de error

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

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

## Resultados y discusión

### *Cinética de cultivo para la producción de lípidos*

El uso de biorreactores equipados para el cultivo de levaduras presenta muchas ventajas sobre el cultivo en matraces, ya que mejora la aireación y la distribución de los nutrientes en todo el recipiente, además de la posibilidad de monitorear en tiempo real algunas variables del proceso como el pH. El glicerol es consumido en su totalidad al cabo de 54 h, mientras que el nitrógeno se agota alrededor de 12 h, momento en que inicia la fase exponencial de la acumulación de lípidos en la levadura, esta acumulación es parcialmente asociada al crecimiento lo cual concuerda con lo planteado por Ratledge y Wynn (2002). La fase estacionaria de crecimiento de la biomasa inicia a las 20 h y la de acumulación de lípidos a las 24 h. En cuanto al pH del medio de cultivo, se puede observar que decae rápidamente en las primeras 12 h y se mantiene constante en 3.1 el resto del tiempo del cultivo, lo cual coincide con el consumo de nitrógeno. Esto se puede deber a la generación de un exceso de sustancias ácidas en el medio de cultivo en cuanto se termina el nitrógeno, posiblemente ácidos orgánicos como el ácido cítrico que se ha relacionado en levaduras oleaginosas con un cambio metabólico para la acumulación de lípidos ya que se interrumpe y se desvía el ciclo de Krebs dentro de las mitocondrias (Botham, 1979; Ratledge y Wynn, 2002; Wynn *et al.*, 2001). Además, el hecho de que la levadura sea capaz de continuar creciendo a un pH tan ácido puede ser un factor importante para el escalamiento ya que se reduce la cantidad de microorganismos capaces de contaminar el cultivo en esos rangos de pH.

Cabe mencionar que la cinética de cultivo se para a las 72 h debido que una vez que se consume el glicerol completamente, la levadura comenzaría a consumir sus propios lípidos como fuente de carbono (Ratledge y Wynn, 2002).

En el Cuadro 1 se presentan las concentraciones y porcentajes máximos de biomasa y lípidos obtenidos además de los parámetros cinéticos registrados durante el cultivo. El parámetro  $r_p$  es medido en la fase de aceleración de la producción de lípidos como la pendiente de la fase y el parámetro  $q_p$  es igualmente medido en relación a esta fase; dichos factores, además de velocidad específica de crecimiento ( $\mu$ ) son de gran importancia, ya que en un modo de cultivo continuo se utilizan como referencia para mantener en ese estado a la levadura y obtener los valores máximos de producción de lípidos durante largos periodos de tiempo. Se puede observar que la levadura presenta un porcentaje de lípidos de  $56 \pm 1.0\%$  con lo que se cumple el criterio para llamarla oleaginosas (Ratledge, 1991).

**Cuadro 1.** Parámetros del cultivo de la levadura *Candida* C3 en biorreactor de 2 l.

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

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

El valor teórico para el rendimiento del producto (lípidos) sobre el sustrato (glicerol)  $Y_{P/S}$  es de 0.3 g de lípidos por gramo de glicerol ya que alrededor de 32 moles de glicerol son utilizados para producir un mol de trioleoilglicerol o trioleína (Yang *et al.*, 2014). El valor obtenido de  $Y_{P/S}$  en el Cuadro 1 es menor que dicho valor teórico, más es cercano a él y similar a otros reportados como buenos o mejorados (Uçkun Kiran *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2014).

Los valores de los rendimientos  $Y_{P/S}$  y  $Y_{P/X}$  indican que el 40% en peso del glicerol añadido se va directamente a biomasa y el 23% a lípidos respectivamente. De tal manera en un balance global de carbono de una reacción de biodiésel común acoplada a la producción de lípidos con el glicerol residual usando la levadura *Candida* C3 se mejora el rendimiento global del carbono a biodiésel en un 10%.

### Balance de masa y energía

Para la biomasa con una composición elemental teórica de 51% carbono, 7.5% hidrógeno, 34% oxígeno y 2% nitrógeno, corresponde a una fórmula elemental de  $CH_{1.8}O_{0.5}N_{0.03}$ . De tal manera que de acuerdo a los datos obtenidos en el Cuadro 1 y a las ecuaciones 1 a 5, se obtienen los valores presentados en el Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Parámetros calculados para balances energéticos.

Parámetro	Valor
$\gamma_S$	4.67
$\gamma_B$	4.71
$\eta$	0.53
$Q_c$ (kJ/g)	22.2

$\gamma_S$ = grado de reductancia del sustrato (glicerol),  
 $\gamma_B$ = grado de reductancia de la biomasa,  
 $\eta$ = rendimiento energético de la formación de la biomasa,  
 $Q_c$ = calor de combustión.

El valor del rendimiento energético de la formación de la biomasa ( $\eta$ ) indica el 53% de la energía que puede aportar el glicerol es aprovechada y utilizada para la formación directa de biomasa y por ende de lípidos microbianos.

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

Se calcula que el costo energético para la producción de los aceites microbianos corresponde alrededor de 10 kJ/g, por lo que el balance energético es positivo al considerar los valores obtenidos.

## Conclusiones

Debido al aumento en la producción mundial de biodiésel, se genera una gran cantidad de glicerol residual del proceso, de tal manera que la oferta supera a la demanda. El encontrarle usos a este residuo es de gran importancia para la sustentabilidad de esta industria.

Es posible utilizar glicerol de biodiésel como única fuente de carbono para la producción de aceites microbianos con la levadura estudiada sin importar la presencia de impurezas en el glicerol (como restos de materia prima, de biodiésel, del alcohol, del catalizador o del medio de reacción), con lo que no se adiciona costo de pretratamiento a esta fuente de carbono.

En condiciones simples se obtiene un rendimiento de 0.23 g aceite/g glicerol que es cercano al valor teórico. Los resultados obtenidos indican que es posible utilizar glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para producir aceites microbianos que pueden utilizarse para producir biocombustibles, con un balance de energía positivo.

Con este procedimiento se puede mejorar la eficiencia global de la elaboración del biodiésel.

## Bibliografía

- Botham P. A., C. Ratledge. 1979. A Biochemical Explanation for Lipid Accumulation in *Candida* 107 and Other Oleaginous Micro-organisms. *Journal of general microbiology* 114:361-375.
- Chaney A. L., E. P. Marbach. 1962. Modified Reagents for Determination of Urea and Ammonia. *Clinical Chemistry* 8:130-132.
- EBRAC. 2006. Biofuels in the European Union. A vision for 2030 and beyond. Luxembourg, European Biofuels Research Advisory Council. 32 pp.
- EPA. 2002. A Comprehensive Analysis of Biodiesel Impacts on Exhaust Emissions, Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency. 126 pp.
- Erickson L. E., S. E. Selga, U. E. Viesturs. 1978. Application of mass and energy balance regularities to product formation. *Biotechnology and Bioengineering* 20:1623-1638.
- FAO-ONU. 2008. Aumento de los precios de los alimentos: hechos, perspectivas, impacto y acciones requeridas. Conferencia de alto nivel sobre la seguridad alimentaria mundial: los desafíos del cambio climático y la bioenergía. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Haas M. J., A. J. McAloon, W. C. Yee, T. A. Foglia. 2006. A process model to estimate biodiesel production costs. *Bioresource Technology* 97:671-678.
- López-Pérez E. 2008. Análisis y perspectivas del mercado mundial de aceites, grasas y proteínas. Comité Nacional Sistema Producto Oleaginosas-MERCADOS. [http://www.oleaginosas.org/art\\_198.shtml](http://www.oleaginosas.org/art_198.shtml) (Consultla: julio 13, 2012).
- Meier D., D. R. Larimer, O. Faix. 1986. Direct liquefaction of different lignocellulosics and their constituents: 1. Fractionation, elemental composition. *Fuel* 65:910-915.
- Minkevich I. G., V. K. Eroshin. 1973. Productivity and heat generation of fermentation under oxygen limitation. *Folia Microbiologica* 18:376-385.
- Nass L. L., P. A. A. Pereira, D. Ellis. 2007. Biofuels in Brazil: An overview. *Crop Science* 47:2228-2237.
- Ratledge C. 1991. Microorganisms for lipids. *Acta Biotechnologica* 11(5): 429-438.
- Ratledge C., J. P. Wynn. 2002. The biochemistry and molecular biology of lipid accumulation in oleaginous microorganisms. *Advances in applied microbiology* 51:1-44.
- Sandoval G. 2009. Biocombustibles avanzados en México, Cuaderno temático REMBIO. 44 pp.
- Schneider R., G Daum. 2006. Extraction of Yeast Lipids. *Methods in molecular biology* 313:41-45.



- Shuler M. L. F. Kargi. 1992. Bioprocess engineering: basic concepts. Prentice Hall. 576 pp.
- Sun S. W., Y. C. Lin, Y. M. Weng, M. J. Chen. 2006. Efficiency improvements on ninhydrin method for amino acid quantification. *Journal of Food Composition and Analysis* 19:112-117.
- Suutari M., P. Priha, S. Laakso. 1993. Temperature shifts in regulation of lipids accumulated by *Lipomyces starkeyi*. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 70:891-894.
- Tilman D., R. Socolow, J. A. Foley, J. Hill, E. Larson, L. Lynd, S. Pacala, J. Reilly, T. Searchinger, C. Somerville, R. Williams. 2009. Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325:270-271.
- Uçkun-Kiran E., A. Trzcinski, C. Webb. 2013. Microbial oil produced from biodiesel by-products could enhance overall production. *Bioresource Technology* 129:650-654.
- Vicente G., L. F. Bautista, R. Rodriguez, F. J. Gutierrez, I. Sadaba, R. M. Ruiz-Vazquez, S. Torres-Martinez, V. Garre. 2009. Biodiesel production from biomass of an oleaginous fungus. *Biochemical Engineering Journal* 48:22-27.
- Wynn J. P., A. A. Hamid, Y. Li, C. Ratledge. 2001. Biochemical events leading to the diversion of carbon into storage lipids in the oleaginous fungi *Mucor circinelloides* and *Mortierella alpina*. *Microbiology* 147:2857-2864.
- Yang X., G. Jin, Z. Gong, H. Shen, F. Bai, y Z. K. Zhao. 2014. Recycling biodiesel-derived glycerol by the oleaginous yeast *Rhodospiridium toruloides* Y4 through the two-stage lipid production process. *Biochemical Engineering Journal* 91:86-91.

## 4.2 Cultivo de microalgas para la producción de biodiesel utilizando como medio de cultivo residuos agropecuarios

García-Moreno Luis R.<sup>1</sup>; Rodríguez-Palacio Mónica C.<sup>2</sup>; Guerra-Ramírez Diana<sup>1</sup>, Reyes-Trejo Benito<sup>1</sup> y Márquez-Berber Sergio R.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Productos Naturales, Área de Química, Departamento de Preparatoria Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, Km 38.5, Carretera México-Texcoco, CP 56227, Texcoco de Mora, Estado de México. Autor para correspondencia: garciaraul89@hotmail.com

<sup>2</sup>Laboratorio de Ficología Aplicada, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, San Rafael Atlixco No. 186, Vicentina, Iztapalapa, CP 09340, D.F., México.

<sup>3</sup>Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5, Carretera México-Texcoco, CP 56227, Texcoco de Mora, Estado de México.

### Resumen

Se establecieron cultivos de las microalgas *Scenedesmus dimorphus* y *Neochloris oleoabundans*, para biorremediar efluentes de la industria agropecuaria y se anaizó la biomasa algal para determinar si es óptima para la producción de biocombustibles. Para ello se prepararon extractos acuosos de estiércoles de ganado poligástrico, conejo y gallina y lixiviado de lombricomposta, éstos se irradiaron con luz UV durante 48 h. Las cepas de microalgas se obtuvieron del laboratorio de Ficología Aplicada de la UAM Iztapalapa y se escalaron hasta biorreactores de 16 l. Se determinó crecimiento celular por conteo en cámara Neubauer. Se realizó la extracción de aceites con un Soxhlet utilizando hexano como solvente, durante 16 h a reflujo. Para la transesterificación alcalina se utilizó metanol junto con hidróxido de potasio como catalizador y aceite para poder separar la glicerina de los triglicéridos y obtener ésteres metílicos. Se analizó el perfil de ácidos grasos por cromatografía. Posterior a esto se realizaron pruebas de índice calórico en un calorímetro Parr Modelo 6400 para saber cuál es el potencial al que se tiene respecto al diesel. Los medios de cultivo utilizados resultaron ser eficientes para la producción de biomasa algal, por lo que se proponen como una alternativa de bajo costo y con beneficio ambiental por la depuración de la carga orgánica de los efluentes.

**Palabras clave:** microalgas, biodiesel, residuos agropecuarios.

### Abstract

Cultures of microalgae *Scenedesmus dimorphus* and *Neochloris oleoabundans* were established to bioremediate effluent agribusiness and analyze the algal biomass to determine whether optimal for the production of biofuels. To this aqueous extracts poligástrico manure of cattle, rabbit and chicken vermicompost and the leachate were prepared, they were irradiated with UV light for 48 h. Microalgae strains were obtained from the laboratory of Applied Phycology UAM Iztapalapa and climbed up biorreactores 16 l. Cell growth was determined by counting in Neubauer chamber. Oil extraction was performed with a Soxhlet using hexane as solvent, at reflux for 16 h. Methanol was used together with potassium hydroxide as catalyst and oil to separate the triglycerides and glycerin obtain methyl esters for alkaline transesterification. The fatty acid profile was analyzed by chromatography. Following this heat index tests they were performed in a calorimeter Parr Model 6400 to know the potential it has with respect to diesel. Culture media used were found to be efficient for the production of algal biomass, which is proposed as an alternative low-cost and environmentally beneficial for the purification of the organic load of the effluents.

**Key words:** microalgae, biodiesel, agricultural residues.

## Introducción

En la actualidad los precios del combustible fósil son inestables y la demanda por este recurso es muy alta, por lo que muchas empresas e instituciones de educación se enfocan en investigar sobre nuevas fuentes energéticas de bajo costo y que sean sustentables. Por otro lado en el campo se generan altos problemas de contaminación derivados del mal manejo de residuos agropecuarios los que causan problemas de eutroficación de cuerpos de agua y contaminación de depósitos de agua que acaban siendo utilizadas para consumo humano. Las microalgas, organismos autótrofos que ocupan el primer eslabón en la cadena trófica, han recibido mucha atención en los últimos años, en donde se emplean como una alternativa para la remoción de nutrientes de este tipo de efluentes; estos microorganismos incorporan nitrógeno preferentemente en forma de amonio siendo utilizado para formar aminoácidos; aunque tienen la capacidad de incorporarlo en forma de nitrato (Contreras, 1994; de la Noüe *et al.*, 1992; Hernández-Reyes *et al.*, 2012; Jeanfils *et al.*, 1993).

El uso de las microalgas para remoción de nutrientes en efluentes residuales ha sido estudiada por más de 50 años (Abalde *et al.*, 1995; Becker, 1994; Lavole y de la Noüe, 1992; Hernández-Reyes *et al.*, 2012; Hoffmann, 1998; Sandbank y Hephher 1978), comprobando que la biomasa algal obtenida tiene un alto contenido de proteínas, lípidos, carbohidratos y otros productos de valor agregado (Pulz y Gross, 2004; Rawat *et al.*, 2011).

Los trabajos de biorremediación con microalgas oleaginosas pueden ayudar a limpiar o mejorar la calidad de los efluentes y a generar una biomasa rica en lípidos para la producción de biocombustibles.

En este trabajo se utilizaron cultivos de las microalgas *Scenedesmus dimorphus* y *Neochloris oleoabundans*, para biorremediar efluentes de la industria agropecuaria y se analizó la biomasa algal para determinar si es óptima para la producción de biocombustibles.

## Materiales y métodos

Se prepararon extractos acuosos de estiércoles de ganado poligástrico, conejo y gallina y lixiviado de la lombricomposta, éstos se irradiaron con luz UV durante 48 h. Las cepas de microalgas se obtuvieron del laboratorio de ficología aplicada de la UAM Iztapalapa y se escalaron hasta biorreactores de 16 l (Figura 1). Se determinó crecimiento celular por conteo en cámara Neubauer, pigmentos, proteínas carbohidratos y lípidos (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007).



**Figura 1.** Fotobiorreactores con inóculo y lixiviado.

Se realizó la extracción de aceites con un Soxhlet utilizando hexano como solvente, durante 16 h a reflujo (Figura 2). Para la transesterificación alcalina se utilizó metanol junto con hidróxido de potasio

como catalizador y aceite para poder separar la glicerina de los triglicéridos y obtener ésteres metílicos. Posterior a esto, se realizaron pruebas de índice calórico en un calorímetro Parr Modelo 6400 para saber cuál es el potencial al que se tiene respecto al diesel. Se realizó el perfil de ácidos grasos por cromatografía de gases.



**Figura 2.** Extracción lipídica en Soxhlet.

## Resultados y discusión

En la composición de los ácidos grasos radica gran parte del potencial del biodiesel dado a que proporciona información de que tan rápido se puede oxidar, la potencia que éste puede desarrollar dentro de los motores o las temperaturas a las cuales se puede solidificar. Además de esto debe de cumplir con las características de las normas para ser aceptado como combustible de calidad, la Unión Europea maneja la norma EN 14214, establece que los ácidos grasos de mayor contenido deben de ser los de cadena largas y de elevado grado de saturación como: Palmitoleico, Oleico y Mirístico.

**Cuadro 1.** Perfil de ácidos grasos de la especie *Scenedesmus dimorphus*.

2C		12		13	
Ácido	Contenido %	Ácido	Contenido %	Ácido	Contenido %
Palmítico	11.203	Palmítico	10.906	Palmítico	9.151
Esteárico	4.7	Esteárico	4.808	Esteárico	3.8424
Oleico	22.586	Oleico	23.132	Oleico	35.406
Linoleico	50.623	Linoleico	40.064	Linoleico	40.566
Linolénico	6.484	Linolénico	6.782		
		Araquídico	0.356	Araquídico	0.475
Behénico	0.335	Behénico	0.493	Behénico	0.445
Total	95.931	Total	86.541	Total	89.8854
Saturado	16.238	Saturado	16.563	Saturado	13.9134
Monoinsaturado	22.586	Monoinsaturado	23.132	Monoinsaturado	35.406
Poliinsaturado	57.107	Poliinsaturado	46.846	Poliinsaturado	40.566

**Cuadro 2.** Perfil de ácidos grasos de la especie *Neochloris oleoabundans*.

2C		22		23	
Ácido	Contenido %	Ácido	Contenido %	Ácido	Contenido %
Palmitico	9.077	Palmitico	11.592	Palmitico	9.359
		Palmitoleico	0.139		
Esteárico	3.774	Esteárico	4.462	Esteárico	3.817
Oleico	33.579	Oleico	23.407	Oleico	34.436
Linoleico	41.502	Linoleico	49.025	Linoleico	40.566
Linolénico	6.735	Linolénico	6.709	Linolénico	6.544
Araquídico	0.418	Araquídico	0.32	Araquídico	0.459
Behénico	0.382	Behénico	0.417	Behénico	0.417
Total	95.476	Total	96.071	Total	95.598
Saturado	13.651	Saturado	16.791	Saturado	14.052
Monoinsaturado	33.579	Monoinsaturado	23.546	Monoinsaturado	34.436
Poliinsaturado	48.237	Poliinsaturado	55.734	Poliinsaturado	47.11

En *Scenedesmus* y *Neochloris* se observa un perfil de aceites óptimos para elaborar biodiesel. Los ácidos grasos que predominan son los poliinsaturados y una buena cantidad de ácidos grasos monoinsaturados (Cuadro 1 y Cuadro 2).

El índice calórico es importante para saber qué cantidad de energía posee el combustible y así poder prever que potencia podría tener al lado del petrodiesel y si es que es una opción viable en términos energéticos para los motores de combustión.

En el Cuadro 3 se aprecia la comparación entre el petrodiesel y el biodiesel, producto de la presente investigación.

**Cuadro 3.** Índice calórico.

Muestra	Entalpía de combustión	
	Índice calórico (kJ/g)	% contra petrodiesel
1C	38.97	93.05
12	38.09	90.95
13	38.37	91.62
2C	36.79	87.85
22	38.92	92.93
23	39.09	93.34
Petrodiesel	41.88	100

En el Cuadro 4 se observa el rendimiento de producción de aceite y biodiesel de las dos microalgas en los diferentes medios de cultivo, siendo en el lixiviado de conejo donde se obtuvo mayor cantidad de biomasa rica en aceite.

**Cuadro 4.** Rendimientos de producción de aceite y biodiesel de las dos microalgas en los diferentes medios de cultivo: 1) *Scenedesmus dimorphus* y 2) *Neochloris oleoabundans*.

Muestra	Peso de la biomasa (g)	Rendimiento en aceite	% rendimiento de aceite	Rendimiento de biodiesel (g)	% de rendimiento biodiesel
1C	12.4309	3.3016	26.56	1.9534	15.71
12	10.4171	2.9011	27.85	1.2878	12.36
13	18.4245	4.7516	25.79	1.8068	9.81
2C	14.7122	5.2581	35.74	2.9503	20.05
22	22.5278	8.5357	37.89	5.6682	25.16
23	9.6214	4.5297	47.08	3.5082	36.46

## Conclusiones

Comparando los resultados con lo reportado en literatura, se obtuvieron excelentes resultados en rendimientos de aceite y de biodiesel (Cuadro 4), aunado a esto, los medios alternativos utilizados resultaron ser eficientes para la producción de biomasa algal, por lo que se proponen como una alternativa de bajo costo y con beneficio ambiental por la depuración de la carga orgánica de los efluentes.

## Bibliografía

- Abalde J., A. Cid, J. P. Fidalgo, E. Torres, C. Herrero. 1995. Microalgas: Cultivo y Aplicación. Ed. Universidad Coruña. Coruña. 210 pp.
- Arredondo-Vega B. O., D. L. Voltolina. 2007. Métodos y Herramientas analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 97 pp.
- Becker E. W. 1994. Microalgae, Biotechnology and Microbiology. Ed. Cambridge University Press. New York. 291pp.
- Contreras E. F. 1994. Manual de técnicas hidrobiológicas. Ed. Trillas. México. 141 pp.
- de la Noüe J., G. Laliberté y D. Proulx. 1992. Algae and waste water. Journal of Applied Phycology 4:247-254.
- Hernández-Reyes B. M., M. C. Rodríguez-Palacio, C. Lozano-Ramírez, P. Castilla-Hernández. 2012. Remoción de nutrientes por tres cultivos de microalgas libres e inmovilizados. Revista Latinoamericana de Biotecnología Algal y Ambiental 3:80-94.
- Hoffmann P. J. 1998. Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. Journal of Phycology 34:757-763.
- Jeanfils J., M. F. Canisius, N. Burlion. 1993. Effect of high nitrate concentrations on growth and nitrate uptake by free-living and immobilized *Chlorella vulgaris* cells. Journal of Applied Phycology 5:369-374.
- Lavole A., J. de La Noüe. 1985. Hyperconcentrated cultures of *Scenedesmus obliquus*: a new approach for wastewater biological tertiary treatment. Water Resources 19:1437-1442.
- Pulz O., W. Gross. 2004. Valuable products from biotechnology of microalgae. Applied Microbiology and Biotechnology 65:635-648.
- Rawat I., R. Ranjith, T. Mutanda, F. Bux. 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. Applied Energy 88:3411-3424
- Sandbank E., B. Hopher. 1978. The utilization of microalgae as a feed for fish. Arch Hydrobiology 11:86-97.



### 4.3 Colección de cultivos de microalgas oleaginosas, para la producción de biocombustibles

Rodríguez-Palacio Mónica C.<sup>1</sup>; Lozano-Ramírez Cruz<sup>1</sup>; Álvarez-Hernández Sergio<sup>1</sup> y Acosta-Martínez María L.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ficología Aplicada, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Apartado Postal 55-535, CP 09340, D. F., México. Autor para correspondencia: mony@xanum.uam.mx

#### Resumen

Los cultivos de microalgas son una herramienta importante para investigación aplicada, por eso actualmente muchas especies de microalgas son objeto de estudio por la comunidad científica debido a los metabolitos que producen los cuales tienen amplias aplicaciones en farmacia, medicina, alimentos y biorremediación ambiental. En el laboratorio de Ficología Aplicada de la UAM-Iztapalapa, se tiene una colección de cultivos de microalgas que han sido aisladas de diferentes lugares de la República Mexicana y en diferentes ambientes, suelo, agua dulce, marina y salobre. La colección es un acervo genético de la biodiversidad presente y son las semillas de futuras investigaciones sobre el conocimiento y aprovechamiento del recurso algal mexicano. Se cuenta con más de 400 cepas clonales de cianobacterias y microalgas de los grupos dinofita, bacilariofita, clorofita, criptofita y euglenofita. De estas, muchas son consideradas oleaginosas por su potencial para acumulación de lípidos particularmente triacilglicéridos. Se trabaja con éstas para la producción de biocombustibles y biorremediación cultivándolas en aguas residuales municipales y en lixiviados orgánicos. La colección es una herramienta muy importante para la investigación aplicada.

**Palabras clave:** colección de cultivos, microalgas, biodiesel.

#### Abstract

The cultures of microalgae are an important tool for applied research, so now many species of microalgae are being studied by the scientific community because they produce metabolites which have broad applications in pharmacy, medicine, food and environmental bioremediation. In the laboratory of Applied Phycology UAM-Iztapalapa, we have a culture collection of algae that have been isolated from different parts of Mexico and in different environments, soil, freshwater, marine and brackish water. The collection is a gene pool for the biodiversity present and future are the seeds of knowledge and research on the use of algal Mexican resort. It has more than 400 clonal strains of cyanobacteria and microalgae; dinophyta bacillariophyta, chlorophyte, criptophyta and euglenophyta. Many microalgae are considered for their potential to oilseed lipid accumulation particularly triacylglycerols. You work with these for the production of biofuels and bioremediation cultivating municipal wastewater and organic leachate. The collection is a very important tool for applied research.

**Key words:** culture collection, microalgae, biodiesel.

#### Introducción

Las microalgas efectúan más de la mitad de la actividad fotosintética del mundo y actualmente son consideradas como objeto de estudio científico y de interés comercial debido a su amplia diversidad en distribución, taxonomía y características bioquímicas. Se estima que hay identificadas más de 40 000

especies y su biomasa está constituida por 20-30% de lípidos, de 40-50% de proteínas y de la parte restante subdividida entre los carbohidratos, que en algunas especies pueden llegar hasta el 55% de la biomasa, y otros compuestos de importancia menor (Benemann *et al.*, 1998; Borowitzka, 1988).

Estos organismos son altamente eficientes en utilizar la energía solar en comparación con las plantas terrestres. Se tienen estimaciones de productividades tan altas como 60-80 t de peso seco/ha/año; en contraste con cultivos convencionales de plantas superiores que producen del orden de 10-30 t/año (Kojima y Lee, 2001; Olguin, 1984). Esta característica las hace extremadamente productivas, constituyéndose así en el organismo más eficiente en estado de producción de biomasa en el ciclo de la naturaleza, siendo reconocidas como un excelente recurso medioambiental y biotecnológico.

Las microalgas producen una enorme diversidad de metabolitos potencialmente útiles; a partir del aceite microalgal es posible obtener biodiesel (Chisti, 2007; Kyle, 1991) y biohidrógeno producido fotobiológicamente (Banerjee *et al.*, 2002; Benemann *et al.*, 1998; Dunahay *et al.*, 1996; Melis, 2002; Sheehan *et al.*, 1998; Spolaore *et al.*, 2006). Además estos microorganismos son útiles como biofertilizantes fijadores de nitrógeno (Cano *et al.*, 1993; Zaccaro *et al.*, 1999). Aunado a esto como son unicelulares, su biomasa entera posee los productos de interés, a diferencia de las plantas superiores en las que los productos recuperables se encuentran en sitios u órganos específicos, lo que dificulta su extracción y separación (Cohen, 1993; Richmond, 1986; Romero y Suárez, 2001).

En este trabajo se lograron establecer cultivos de microalgas provenientes de varias localidades de la República Mexicana, realizando estudios de adaptación de algunas microalgas selectas, a diferentes medios de cultivos convencionales y alternativos, así como a diferentes condiciones de cultivo, con el fin de obtener mayor cantidad de biomasa rica en lípidos, en corto tiempo.

## Materiales y métodos

### Zona de estudio y trabajo de campo

Las colectas para el aislamiento y cultivo de las microalgas de la colección, se realizaron en diferentes localidades de la República Mexicana y en diferentes ambientes (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa de la República Mexicana con las localidades muestreadas en el presente trabajo.

Para el establecimiento de las cepas marinas y salobres se utilizó el medio L1 (Guillard y Hargraves, 1993) cuya base fue agua de mar y para las dulceacuícolas el medio F/2 (Guillard y Ryther,

1962) cuya base fue agua destilada. Para las cianobacterias ya sean marinas o dulceacuícolas se emplea el medio de cultivo BG11. Para experimentos con cultivos se utilizan medios alternativos como son el fertilizante foliar Bayfoland forte, ácido húmico de lombriz. Para el establecimiento de los cultivos, se tomaron las muestras con botella tipo Van Dorn (Figura 2a), se concentraron las muestras de manera pasiva (Figura 2b) y se utilizó la técnica de aislamiento con micropipeta de punta adelgazada (Figura 2c y 2d) (Arredondo-Vega y Votolina, 2007). La cual consiste en aislar una microalga, lavarla consecutivamente en medio de cultivo estéril y colocarla en una caja de microtitulación de 96 pozos para dejarla incubar en condiciones estables. Una vez que se observa crecimiento celular se escalan los cultivos a placas de mayor volumen hasta que se establecen los cultivos.

Los cultivos son clonales, no axénicos, “semicontinuos” y se mantienen con ciclo de luz oscuridad de 12:12, a 22 °C +1 °C y con irradiación de  $90.5 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , las cepas se resiembran según la tasa de crecimiento de cada especie

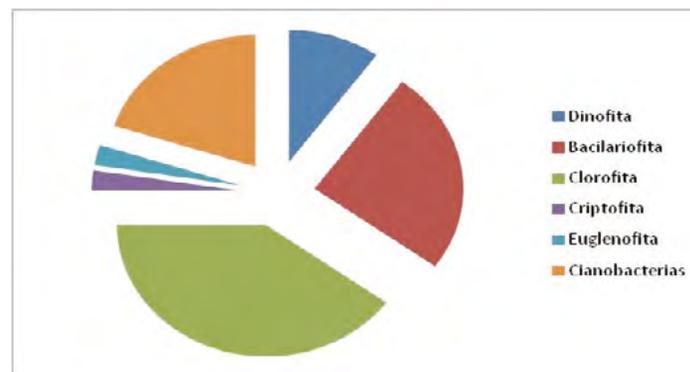
El método utilizado para la cuantificación de proteínas fue el de Lowry *et al.*, (1951); para la determinación de carbohidratos totales se siguió el sugerido por DuBois *et. al.*, 1956; y para la extracción de lípidos se siguió con el método de Bligh y Dyer (1959) adaptado para la extracción de lípidos de microalgas.



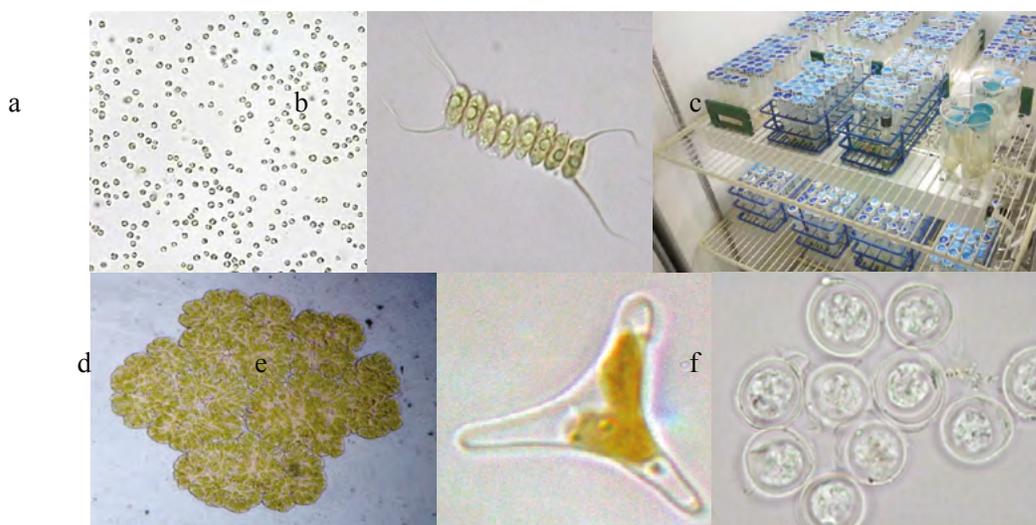
**Figura 2.** Metodología: a) colecta, b) concentración de la muestra, c) y d) aislamiento.

## Resultados y discusión

Se lograron establecer 400 cepas de cianobacterias y microalgas de los grupos dinofita, bacilariofita, clorofita, criptofita y euglenofita (Figura 3), donde sobresalen varias microalgas de interés para la producción de biodiesel de los géneros *Botryococcus*, *Chlorella*, *Desmodesmus*, *Dunaliella*, *Neochloris*, *Phaeodactylum*, *Tetraselmis* (Figura 4).



**Figura 3.** Grupos algales de la colección de cultivos UAMI.



**Figura 4.** Microfotografías digitales de algunas de las especies de la colección: a) *Chlorella vulgaris*, b) *Desmodesmus quadricauda*, d) *Botryococcus braunii*, e) *Phaeodactylum tricornerutum*, f) *Neochloris oleabundans*, y c) Parte de la colección de cultivos.

Las especies con las que se han realizado más estudios son: *B. braunii* ya que aunque produce una alta cantidad de lípidos, por su baja tasa de reproducción no han sido explotada industrialmente, *Dunaliella salina* y *Desmodesmus quadricauda* que ha sido reportada en muchos estudios para producción de biomasa algal e incluso remoción de nutrientes de aguas residuales municipales. La concentración lipídica en las especies, varía dependiendo la condición de cultivo y la fase de cosecha, siendo casi siempre mayor cuando se cosechan en fase de crecimiento estacionaria.

## Conclusiones

El establecimiento de la colección de microalgas ha sido exitoso, el trabajar con especies nativas brinda mayor seguridad experimental, ya que se adaptan mejor a las condiciones ambientales y a variaciones estacionales, lo cual es ventajoso sobre cepas que se adquieren de ceparios. Aunado a esto se evitó la introducción de especies exóticas al país, con el consecuente daño ecológico.

La colección es un acervo para estudios de investigación aplicada.

## Agradecimientos

Proyecto divisional UAM-I: “Cultivos de Microalgas, Usos Potenciales. Caribe y Golfo de México”.

## Bibliografía

- Arredondo-Vega B. O., D. Voltolina. 2007. Métodos y herramientas analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal. CIBNOR, S.C. La Paz, Baja California Sur México. 97 pp.
- Banerjee A, R. Sharma, Y. Chisti, U. C. Banerjee. 2002. *Botryococcus braunii*: a renewable source of hydrocarbons and other chemicals. *Critical Reviews in Biotechnology* 22:245-79.
- Benemann J. R., T. Dunahay, P. Roessler, J. Sheehan. 1998. A look back at the U.S Department of Energy’s Aquatic Species Program-Biodiesel from Algae. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, U. S.
- Bligh G. E., J. W. Dyer. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37:911-917.



- Borowitzka M. A. 1988. Fats, Oils and Hydrocarbons. Micro-Algal Biotechnology. Cambridge University Press, Cambridge, U K. pp. 257-287.
- Cano M., M. C. Zaccaro de Mulé, G. Caire, D. Halperin. 1993. Biofertilization of rice plants with the cyanobacterium *tolypothrixtenuis* (40d). International Journal of Experimental Botany Phytol 54:149-155.
- Chisti Y. 2007. Biodiesel from microalgae. Biotechnology Advances 25:294-30.
- Cohen Z., M. Reungjitchachawali, W. Siangdung, M. Tanticharoen. 1993. Production and partial purification of gamma-linolenic acid and some pigments from *Spirulina platensis*. Journal of Applied Phycology 5:109-115.
- DuBois M., K. A. Gilles, J. K. Hamilton, P. A. Rebers, F. Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. Analytical Chemistry 28:350-356.
- Dunahay T. G., E. E. Jarvis, S. S. Dais, P. G. Roessler. 1996. Manipulation of microalgal lipid production using genetic engineering. Applied Biochemistry and Biotechnology 57:223-231.
- Guillard R., P. E. Hargraves. 1993. *Stichochrysis immobilis* is a diatom, not a Chrysophyte. Phycologia 32:234-236.
- Guillard R. R. L., J. H. Ryther. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* Cleve. Canadian Journal of Microbiology 8:229-239.
- Kojima H., Y. K. Lee. 2001. Photosynthetic microorganisms in Environmental Biotechnology. Springer-Verlag. Hong-Kong. 310 pp.
- Kyle D. J. 1991. Specialty oils from Microalgae: new perspectives. In: Biotechnology of Plant Fats and Oils. Rattray, J. (ed). American Oil Chemists Society. Champaign, Illinois. Cap. 8. pp. 130-143.
- Lowry O. H., N. J. Rosbrough, A. L. Farr, R. J. Randall. 1951. Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent. Journal of Biological Chemistry 193:265-275.
- Melis A. 2002. Green algae hydrogen production: progress, challenges and prospects. International Journal of Hydrogen Energy 27:1217-28.
- Olguin E. 1984. Microalgae biomass as source of chemicals, fuels, and proteins. Sixth Australian Biotechnology Conference. University of Queensland, St. Lucia Brisbane.
- Richmond A. 1986. Microalgae of economic potential. En CRC Handbook of Microalgal Mass Culture, Richmond (ed), CRC Press Inc., Boca Raton, Florida. pp. 199-243.
- Romero T., Suárez G. 2001. Resultados orientados al uso de *Chlorella* sp. cultivada en aguas residuales de la Industria Pesquera Cubana. Compacto ISSN de II Taller Internacional CONyMA' 2001.
- Sheehan J., T. Dunahay, J. Benemann, P. Roessler. 1998. A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program-Biodiesel from Algae. National Renewable Energy Laboratory. 328 pp.
- Spolaore P., C. Joannis-Cassan, E. Duran, A. Isambert. 2006. Commercial applications of microalgae. Journal of Bioscience and Bioengineering 101:87-96.
- Zaccaro De Mulé M. C., G. Caire, M. Cano, M. Palma, K. Colombo. 1999. Effect of cyanobacterial inoculation and fertilizers on rice seedlings and post harvest soil structure. Communications in Soil Science and Plant Analysis 30:97-107.

## 4.4 Biocarbono como mejorador de vertisoles degradados del Bajío Michoacano

Velázquez-Duran Alejandro<sup>1</sup>; Madrigal-Saavedra Elizabeth<sup>1</sup>; Ochoa-Ochoa Heriberto<sup>1</sup> y Medina-Orozco Lenin E.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo, Av. Universidad No. 3000, Col. Lomas de la Universidad, CP 59103, Sahuayo, Michoacán, México. Autor para correspondencia: leninmed@gmail.com

### Resumen

El Bajío michoacano en el Estado de Michoacán, México, es el principal productor de hortalizas y de granos; sin embargo, las prácticas de manejo intensivo, han derivado en problemas de degradación: altos niveles de sodio intercambiable ( $262 \pm 80.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ), presencia de carbonatos que saturan el complejo de intercambio y baja estabilidad de microagregados ( $<61\%$ ), formación de costras ( $32.3 \pm 5.4 \text{ mm}$ ) después de lluvia o riego. La compactación ha reducido el volumen de poros ( $43 \pm 3\%$ ) comparado a suelos de matorral y el porcentaje de agua aprovechable es limitada ( $13 \pm 0.7\%$ ). Se presentan niveles de COS ( $<40 \text{ t ha}$ ). Actualmente, la disponibilidad del agua para riego se ha visto reducida debido al abatimiento de los pozos de agua. Lo anterior se refleja en problemas de productividad por estrés hídrico. El objetivo del presente trabajo fue medir los cambios en propiedades del suelo al incorporar biocarbono en relación 1:3 en volumen. Los suelos no mostraron cambios respecto a la hidrofobicidad ( $<1 \text{ s}$ ); sin embargo, los valores de  $k$  de la conductividad hidráulica no saturada cambiaron de  $0.17 \text{ cm hr}^{-1}$  sin biocarbono a  $1.14 \text{ cm hr}^{-1}$  después de la incorporación, favoreciendo el flujo de agua. El tiempo de retención de agua en el suelo fue mayor en suelos sin biocarbono después de 24 horas a  $50 \text{ }^\circ\text{C}$ . Finalmente, la incorporación de biocarbono puede ser una alternativa para recuperar carbono perdido durante el manejo intensivo agrícola en Vertisoles.

**Palabras clave:** rehabilitación, restauración, cambios globales del suelo.

### Abstract

The Bajío in the State of Michoacan, Mexico, is the largest producer of vegetables and grain; however, intensive management practices have led to degradation problems: high levels of exchangeable sodium ( $262 \pm 80.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ), presence of carbonates that saturate the exchange complex and low stability of microaggregates ( $<61\%$ ), crusting ( $32.3 \pm 5.4 \text{ mm}$ ) after rain or irrigation. Compaction has reduced pore volume ( $43 \pm 3\%$ ) compared to scrub soils and the percentage of available water is limited ( $13 \pm 0.7\%$ ). SOC levels ( $<40 \text{ t ha}$ ) are presented. Currently, the availability of water for irrigation has been reduced due to the lowering of the water wells. This is reflected in productivity problems by water stress. The aim of this study was to measure changes in soil properties by incorporating biochar in the ratio 1: 3 by volume. The soils were unchanged to the hydrophobicity ( $<1 \text{ s}$ ); however, the values of  $k$  of unsaturated hydraulic conductivity change of  $0.17 \text{ cm}^{-1} \text{ hr}$  without biocarbon to  $1.14 \text{ cm}^{-1} \text{ hr}$  after the addition, promoting the water flow. The retention time of water in the soil was higher in soils without biochar after 24 hours at  $50 \text{ }^\circ\text{C}$ . Finally, the inclusion of biochar can be an alternative for recovering carbon lost during the intensive agricultural management in Vertisols.

**Key words:** rehabilitation, restoration, soil global changes.

## Introducción

Los principales cambios de uso del suelo que se han realizado en el bajío michoacano, son con fines agrícolas, para producción de granos, hortalizas y establecimiento de huertos frutícolas; las coberturas vegetales que permanecen presentan perturbaciones tanto en su tipo de cobertura vegetal como en su densidad de cobertura (Velázquez *et al.*, 2002; Velázquez *et al.*, 2007), siendo escaso encontrar suelos con su cubierta original (primaria) conservados.

Los principales cultivos en los valles de Morelia-Queréndaro y de la Ciénega de Chapala son; granos y hortalizas como: maíz (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* (L) Moench), trigo (*Triticum aestivum* L.) avena (*Avena sativa* L.), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), garbanzo (*Cicer arietinum* L.), cebolla (*Allium cepa* L.), jitomate (*Solanum lycopersicum* L.), fresa (*Fragaria x ananassa* Duch.) y chile (*Capsicum annuum* L.), principalmente. En el Valle de Apatzingán-Tepalcatepec se cultivan primordialmente, maíz, limón mexicano (*Citrus aurantifolia* (Christm) Swingle), caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.), arroz (*Oryza sativa* L.) y Mango (*Mangifera indica* L.). Es importante resaltar que el Estado, se encuentra entre los principales productores con manejos intensivos de varios de los cultivos anteriormente mencionados (SIAP, 2015).

En el bajío michoacano, los principales suelos son Vertisoles; son de los suelos más productivos del estado de Michoacán, en lo que se refiere a hortalizas, frutales y granos básicos. Presentan alta fertilidad principalmente por su capacidad de intercambio catiónico, siendo algunas de sus limitantes la dificultad para labrarlos y en algunos casos la alta pedregosidad.

Sin embargo, se presentan problemas principalmente de degradación por sodificación o salinización, compactación del suelo, pérdida del almacén de agua en el suelo, entre otros.

Como alternativas a los procesos de degradación, la literatura menciona al biocarbono o biochar como una alternativa viable. El biochar es un carbón enriquecido que se obtiene cuando la biomasa es quemada en un contenedor cerrado con aire limitado (oxígeno) durante la combustión, generando un proceso denominado pirolisis (Lehmann *et al.*, 2006). Se cuenta con estimaciones que sugieren que alrededor del 70% del carbono orgánico se pierde cuando los suelos son disturbados, dando como resultado severas limitaciones nutricionales y condiciones físicas del suelo. Entre las principales ventajas del uso de biochar se han reportado las siguientes: 1) físicos; decrece la densidad aparente, incrementa la infiltración y reduce la erodabilidad, 2) nutricionales; incrementa la producción, libera lentamente los nutrientes, estabiliza la materia orgánica del suelo, incrementa la actividad microbiana, sirve de hábitat para micorrizas, 3) toxicidad; cuenta con una carga alcalina, alta afinidad para retención del sodio, alta superficie y capacidad de intercambio catiónico para retención de metales pesados (Harley, 2010).

Por otro lado, el secuestro de carbono es clave en la reducción de Gases de Efecto Invernadero (GEI), comparado con otras formas de remoción de CO<sub>2</sub>. Por lo cual, la estrategia del uso de biochar es una pieza fundamental en la mitigación ante el cambio climático, principalmente porque no solamente tiene un impacto en el ambiente, sino porque presenta un potencial para incrementar la productividad, y mitiga el detrimento de las propiedades del suelo por lo cual puede ser fácilmente adoptado por los productores (Harley, 2010), diferencia preponderante que no presentan otras estrategias de mitigación.

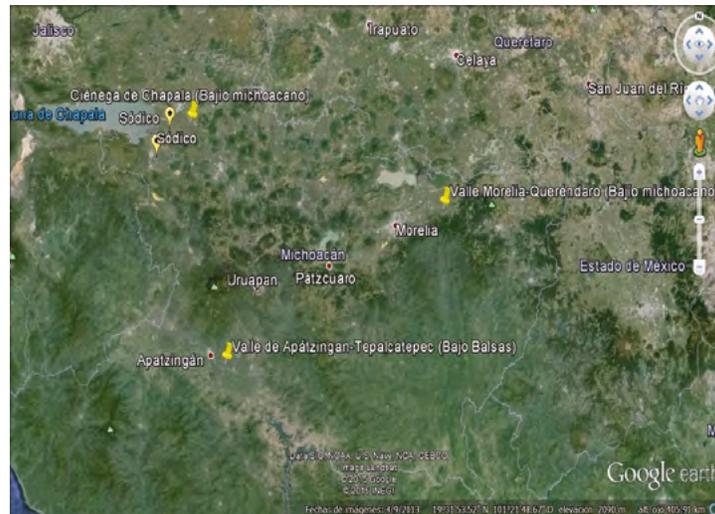
Actualmente en la bibliografía científica se pueden encontrar numerosas datos acerca de los posibles efectos de la aplicación del biochar sobre el ecosistema suelo. No obstante, el nivel de conocimiento es aún muy reciente y a menudo los resultados son muy variables y dependen del tipo de estudio y ecosistema evaluado (Sohi *et al.*, 2009).

Por lo anterior, el objetivo del presente estudio, fue medir el efecto de la adición de biocarbono (biochar) en Vertisoles del bajío michoacano como alternativa para revertir los procesos de degradación en algunas propiedades físicas de interés.

## Materiales y métodos

### Zona de estudio

El Bajío michoacano, corresponde al denominado Valle de Morelia-Queréndaro y el Valle de la Ciénega de Chapala, que vierten sus escurrimientos a la Laguna de Cuitzeo y de Chapala respectivamente (Figura 1).



**Figura 1.** Valles de Morelia-Queréndaro y La Ciénega de Chapala en el estado de Michoacán, México.

Los suelos vérticos del Valle Morelia-Queréndaro, se han desarrollado en un clima del tipo templado subhúmedo con verano largo y fresco, régimen de lluvias de verano [Cb ( $w_1$ )( $w$ )( $i'$ ) g]. La temperatura promedio anual es de 17.9 °C, que corresponde a los climas templados con poca oscilación térmica de 6.9 °C, lo que significa que la diferencia entre la temperatura del mes más cálido y el mes más frío es de entre 5 y 7 °C. La temperatura mínima promedio anual es de 14.4 °C presentándose en el mes de enero y el más cálido es de 21.3 °C en el mes de mayo. Las máximas temperaturas se alcanzan entre abril a junio, seguido de una temporada húmeda (Cuadro 1). En este caso, los suelos se han desarrollado en condiciones donde la precipitación domina sobre la evapotranspiración (ETp), lo que sugiere suelos húmedos en gran parte del año. De acuerdo con el índice original de aridez de Martonne, el Valle corresponde a un tipo húmedo con valor de 30. Las pendientes sobre las que se desarrollan los suelos, son inferiores a 5% de pendiente correspondiente a las zonas de planicie, delimitándose por los piedemonte y la laguna de Cuitzeo. El drenaje dominante es de tipo centrípeto radial, de una cuenca endorreica.

**Cuadro 1.** Temperaturas (T), precipitación (P) y evapotranspiración potencial (ETPp), del Valle Morelia-Queréndaro, valores promedio de ocho estaciones para un periodo de 78 años (1924-2002).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
T	14.4	15.7	17.8	20	21.3	20.6	19.2	19	18.7	17.6	16.4	14.7	17.9
P	14	5.2	5.6	6.0	35.2	132.3	210.1	198.6	138.6	60.9	17.3	13.4	837.2
ETPp	32.9	42.6	55.0	69.7	79.2	74.0	64.1	62.8	60.8	53.8	46.6	37.3	678.9

En la Ciénega de Chapala, el clima predominante es el semicálido subhúmedo: (A) C (w<sub>1</sub>) (w), el mes más cálido es mayo con 23.6 °C y el más frío enero, con 15 °C. Tiene temperatura media anual de 19.7 °C, más cálida que en el Valle Morelia-Queréndaro y con precipitación ligeramente mayor. La oscilación térmica es de 8.6 °C. La precipitación se concentra en los meses de junio a septiembre (Cuadro 2). Los principales rasgos hidrológicos corresponden a un tipo centrípeto radial que vierten sus aguas a la Laguna de Chapala correspondiendo a una cuenca endorreica. Respecto a su aridez, la zona de la Ciénega de Chapala corresponde a un tipo húmedo con un valor de 29.1, siendo ligeramente menor que el Valle Morelia-Queréndaro. La precipitación domina ligeramente sobre la evapotranspiración, lo que sugiere suelos húmedos la mayoría del año.

**Cuadro 2.** Temperaturas (T) y precipitación (P) de la estación La Piedad Cavadas (registro 1925-2003).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
T	15.0	16.5	19.2	21.8	23.6	23.1	21.6	21.4	21.0	19.8	17.3	15.6	<b>19.7</b>
P	13.6	7.0	4.1	18.6	39.7	154.6	219.2	176.2	151.5	54.4	11.7	13.4	<b>864.0</b>
ETPp	39.9	47.13	64.31	82.62	97.53	93.45	81.66	80.25	77.21	68.38	51.81	41.92	<b>826.28</b>

### *Fabricación de biocarbón*

El biocarbón o biochar fue fabricado en un reactor diseñado para llevar a cabo una combustión incompleta de biomasa (pirólisis), bajo rangos de temperatura ideales para obtener un biocarbón de calidad (450 a 600 °C) utilizando los restos de podas de frutales. El equipo es autotérmico, es decir que no requiere energía externa como es la eléctrica (Figura 2). El equipo tiene capacidad para 50,000 cm<sup>-3</sup> con una tasa de transformación de biomasa a biocarbón de 2 horas, recuperando el 30% de biomasa en forma de carbón.



**Figura 2.** Reactor de pirólisis autotérmico de acero inoxidable para fabricar biocarbón a partir biomasa vegetal.

### *Trabajo de laboratorio*

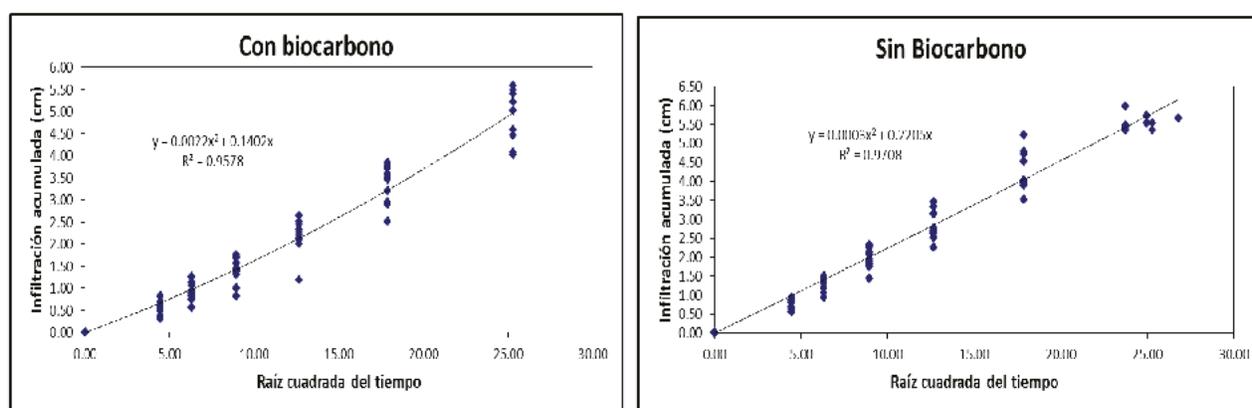
Muestras de suelo del epipedón (0-30 cm), fueron colectadas en diversas localidades del bajío michoacano. Muestras de suelo fueron analizadas sin biocarbón y otro grupo de muestras fueron analizadas con una mezcla de 1 parte de biocarbón por tres de suelo medidas en volumen. Se realizaron análisis de la repelencia del agua (hidrofobicidad) mediante la técnica del Tiempo de Penetración de una Gota de Agua en el Suelo (WDPT), de acuerdo con las modificaciones propuestas por Doerr (1998) y DeBano (2000). La infiltración se realizó en suelos alterados, sin biocarbón y con biocarbón, utilizando un infiltrómetro de tensión portátil de Decagon Devices®. La conductividad

hidráulica no saturada fue resulta de acuerdo con Zhang (1997). Las curvas de retención de agua en el suelo se realizaron secando muestras de suelo de 100 g a 50 °C durante más de 100 horas.

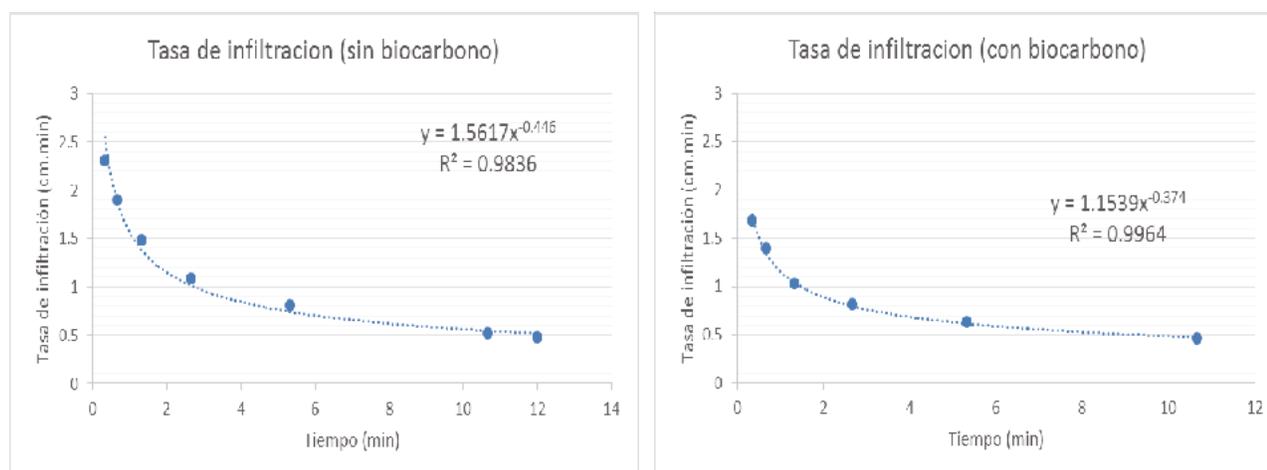
## Resultados y discusión

Los resultados preliminares obtenidos en el presente trabajo, no evidenciaron cambios significativos al Tiempo de Penetración de una Gota de Agua, obteniendo valores para ambos casos  $<1$  s sin embargo, a nivel de infiltración no saturada, se obtuvieron cambios significativos.

La conductividad hidráulica no saturada  $K(h_0)$  ( $\text{cm min}^{-1}$ ) calculada utilizando la relación de Zhang (1997) requiere del cálculo de los coeficientes  $C_1$  ( $\text{cm min}^{-1}$ ), relacionado con la conductividad hidráulica y  $C_2$  ( $\text{cm min}^{-1/2}$ ) es la capacidad de absorción del suelo;  $C_1$  es la pendiente de la curva de la infiltración acumulada (Figura 3). A partir de la relación obtenida de la medición de la infiltración acumulada  $I$  (cm) y la tasa de infiltración (Figura 4), se resuelve la ecuación de Philips para obtener los valores típicos de la infiltración.



**Figura 3.** Resultados típicos para los ensayos de la infiltración acumulada (cada punto de la curva es el promedio de 10 repeticiones).

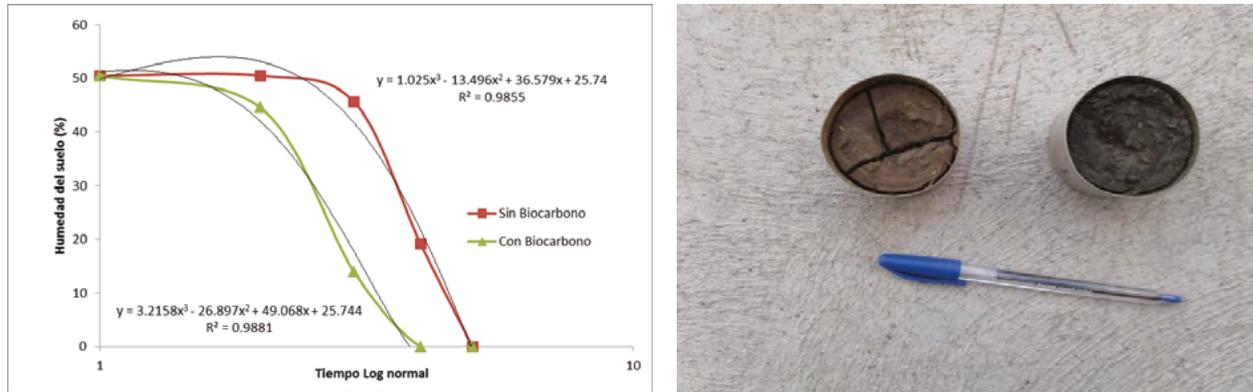


**Figura 4.** Resultados típicos para los ensayos de infiltración en Vertisoles (cada punto de la curva es el promedio de 10 repeticiones).

Al resolver las ecuaciones, se encontró, que la conductividad hidráulica ( $K$ ) fue de  $0.17 \text{ cm hr}^{-1}$  para suelos sin biocarbono, en contraste cuando se aplicó el biocarbono, la conductividad fue más alta  $1.15$

cm hr<sup>-1</sup>. Lo anterior sugiere, que el biocarbón incrementa el poder de succión de agua del suelo modificando los valores de van Genuchten (1980), de absorción de agua del suelo, principalmente al inicio de la infiltración.

Por otro lado, se muestran diferencias importantes en la superficie del suelo a escala de laboratorio (Figura 5), en la que se aprecia formación de grietas en suelos sin biocarbón en contraste con suelos con biocarbón, después de secar el suelo durante 102 horas a 50 °C. La literatura refiere que la formación de grietas del suelo favorece el secado del suelo en condiciones de campo, lo que reduce el tiempo de retención del agua en el suelo (Yamanaka *et al.*, 2004). Sin embargo, los resultados sugieren una velocidad de secado acelerada en los suelos donde se aplicó el biocarbón, contrario a lo esperado; sin embargo, se observó que no se presentaron grietas una vez seco el suelo (Figura 5).



**Figura 5.** Curvas de secado del suelo y modificaciones en la superficie de suelos con biocarbón y sin biocarbón.

## Conclusiones

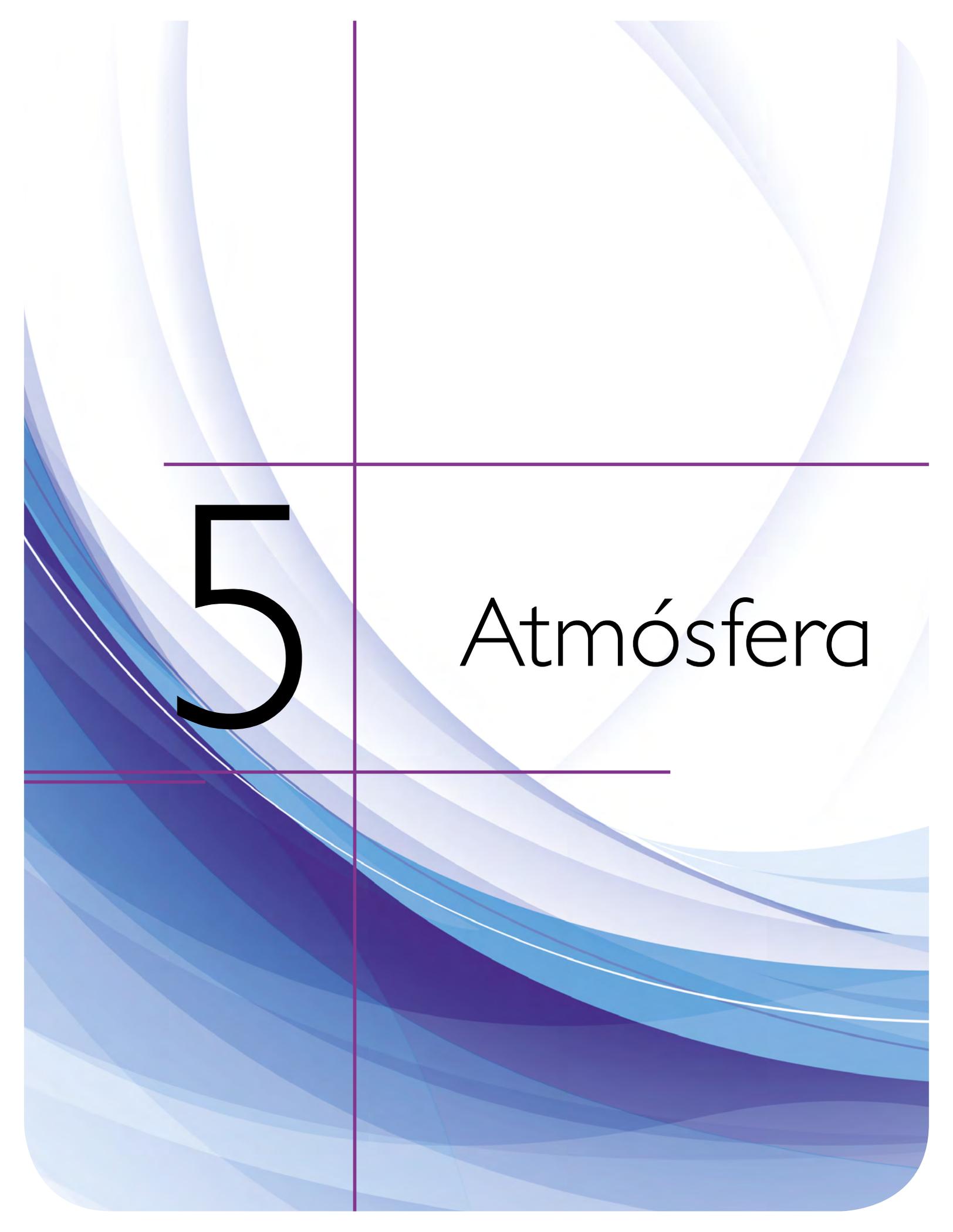
El uso de biocarbón para mejorar las propiedades físicas de los suelos es una alternativa viable en los suelos del bajío michoacano que presenta fuertes problemas de degradación. Los resultados son tentativos por lo que es necesario realizar ensayos en campo para confirmar los resultados de laboratorio y contar con pruebas de las bondades del biocarbón o en su defecto rechazarlas.

## Bibliografía

- DeBano L. F. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232:4-32.
- Doerr S. H. 1998. On standardizing the “Water Drop Penetration Time” and the ‘Molarity of an Ethanol Droplet’ techniques to classify soil hydrofobicity: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:663-668.
- Harley A. 2010. Biochar for reclamation in: The Role of Biochar in the Carbon Dynamics in Drastically Disturbed Soils. 27-38. *In: Jonah Levine (ed). U.S.-Focused Biochar Report: Assessment of Biochar’s Benefits for the United States of America.*
- Lehmann J., J. Gaunt, M. Rondon. 2006. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems—A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11:403-427.
- SIAP. 2015. Información geoespacial. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx/informacion-geoespacial/>
- Sohi S., Loez-Capel E., Krull E., Bol R., 2009. Biochar’s roles in soil and climate change: A review of research needs. CSIRO Land and Water Science Report. 64 pp.
- van Genuchten M. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44:892–898.

- Velázquez A., E. Durán, A. Larrazábal, F. López, C. Medina. 2007. La cobertura vegetal y los cambios de uso del suelo. *En*: Mendoza, M., A. Velásquez, A. Larrazábal, A. Toledo (comps). Atlas Fisiográfico de la Cuenca del Tepalcatepec. pp 28-32.
- Velázquez A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* 62:21-37.
- Yamanaka T., M. Inoue, I. Kaihotsu. 2004. Effects of gravel mulch on water vapor transfer above and below the soil surface. *Agricultural Water Management* 67:145–155.
- Zhang R. 1997. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* 61:1024-1030.





5

Atmósfera



## 5.1 Next generation eddy flux stations: automated real-time onsite data processing and remote management of flux networks

Velgersdyk Michael<sup>1</sup>; Miceli Lucia<sup>1</sup>; Johnson Dave y Burba George<sup>1</sup>

<sup>1</sup>LI-COR Biosciences, 4647, Superior Street, Lincoln, NE, 68504, USA.  
Autor para correspondencia [george.burba@licor.com](mailto:george.burba@licor.com)

### Resumen

El incremento en la generación de datos y poder de cálculo disponible en los últimos años, ha mejorado la cobertura espacial y temporal de mediciones de flujo en múltiples escalas, desde una sola estación hasta redes de flujo continentales. Con el incremento en el número de estaciones y conjunto de datos recopilados de cada estación, es necesario contar con herramientas modernas que permitan manejar de forma eficiente la infraestructura completa (hardware, software, administración y manejo de datos). Esto puede ayudar a maximizar el tiempo dedicado a contestar preguntas de investigación, minimizar el tiempo dedicado al procesamiento y control de calidad de datos y manejo de la estación. En 2013-2015 se desarrollaron herramientas avanzadas para solucionar este problema a través de la automatización del manejo de datos (recolección de datos, procesamiento completo en el sitio de estudio, y control de calidad) y administración remota de estaciones individuales y redes de múltiples estaciones. El objetivo de la contribución es compartir las experiencias prácticas con estas herramientas, con un enfoque particular en el diseño y desarrollo de hardware y software para el manejo de estaciones o redes de flujo. Esta información es de ayuda para aquellos investigadores e instituciones interesados en montar o modificar sus actuales estaciones o redes de flujo, compuestas por múltiples estaciones esparcidas en ubicaciones geográficas que van de un sitio de estudio a una escala nacional o continental.

**Palabras clave:** eddy covariance, torre, flujos de eddy covariance.

### Abstract

Significant increases in data generation and available computing power in recent years have greatly improved spatial and temporal flux data coverage on multiple scales, from a single station to continental flux networks. With an increased number of stations and networks, and with an increased amount of data flowing from each station, modern tools are needed to effectively and efficiently handle the entire infrastructure (hardware, software and data management). This can help maximize time dedicated to answering research questions, and minimize time spent on data processing and quality control and station management. In 2013-2015 advanced tools were developed to address this issue via automated data handling (raw data collection, full on-site processing, and quality control) and remote management of single stations and networks of multiple stations. The objective of this presentation is to share practical experiences with such tools while focusing particularly on the design and development of hardware and software for managing flux stations and networks. This information is beneficial for researchers and institutions interested in setting up new, or modifying present single stations or flux networks consisting of multiple stations spread over geographic locations ranging from a field site or watershed to a national or continental scale.

**Key words:** eddy covariance, tower, eddy covariance fluxes.

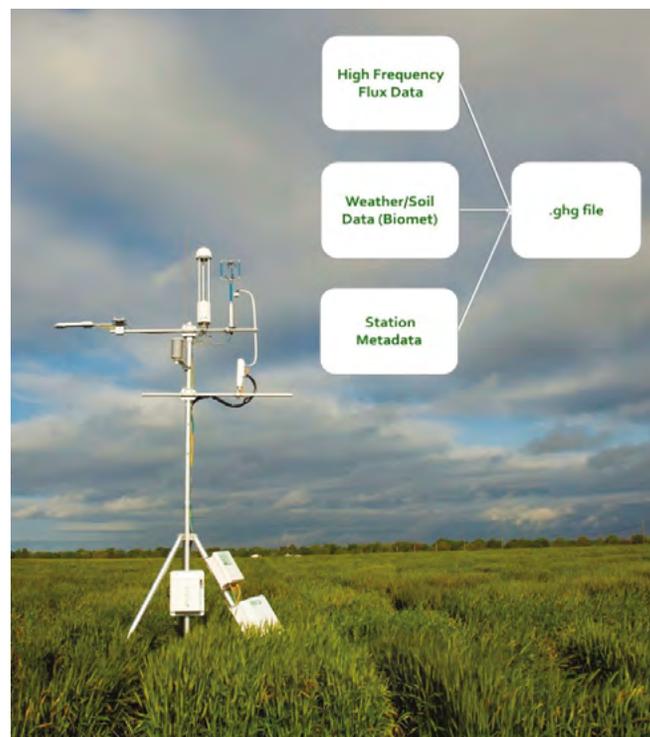
## Introducción

En 2013-2014 mediciones automáticas de estaciones con diseños novedosos de hardware y software fueron desarrollados y probados sobre múltiples lugares en Estados Unidos, Europa, y el Sureste de Asia. Las principales ventajas de estos diseños son: 1) almacenamiento simultaneo de datos de flujo de alta frecuencia, datos meteorológicos de baja frecuencia y metadatos del sitio en un formato de archivo diseñado especialmente; 2) cálculo de flujos completamente procesados en el sitio de estudio y en tiempo real y 3) sincronización de datos entre estaciones a través de Sistema de Posicionamiento Global y Protocolo de Precisión de Tiempo. También se desarrolló una herramienta de manejo de redes para el monitoreo remoto de una o múltiples estaciones, la cual grafica flujos, envía alertas vía correo electrónico, automatiza controles de calidad de datos, y permite la transferencia y almacenamiento de datos.

## Materiales y métodos

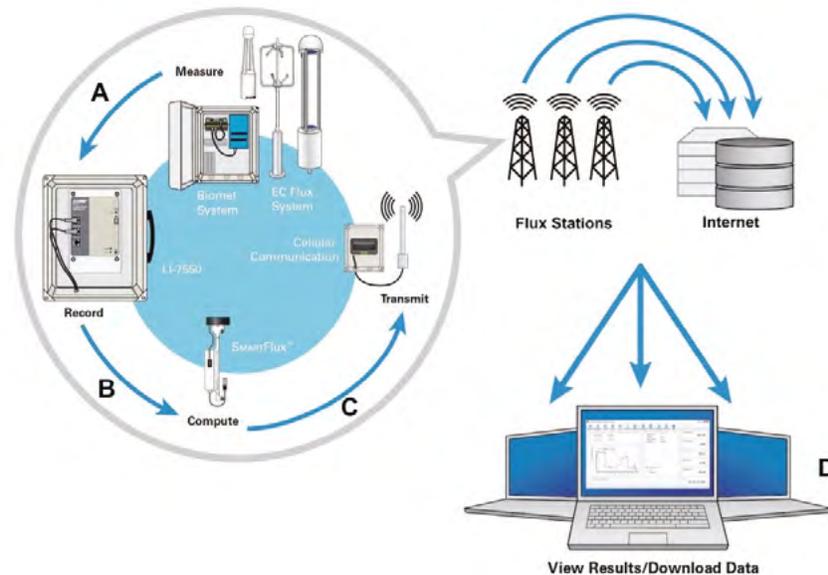
En 2014-2015, estas herramientas fueron desplegadas por la Red de Investigación Ecológica China (CERN) de la Academia China de Ciencias para ser usadas en la red nacional de flujo de 27 estaciones con el fin de medir y entender el ciclo del agua. En el mismo año, la Academia China de Agricultura usó estas herramientas para su red de flujo nacional de 24 estaciones. Un número pequeño de redes a lo largo de Estados Unidos y Europa fueron establecidas y actualmente son operadas en modo de prueba.

El proceso de flujo automatizado es iniciado en una sola estación y progresa a través de una serie de pasos. Primero, en cada estación de flujo un sistema automatizado colecta los flujos, datos del clima y suelo y metadatos de la estación y genera un archivo *.ghg* (Figura 1).



**Figura 1.** Foto y esquema de los componentes claves de la colección automatizada de datos en una estación de flujo de próxima generación.

Después, SMARTFlux™ una microcomputadora de bajo consumo de energía corre el software Eddy Pro© para procesar los archivos *.ghg* y calcular en el sitio de estudio y tiempo real los flujos finales para CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, calor y momentum (Figura 2).



**Figura 2.** Esquema de los componentes claves de un proceso completo: A) colección automatizada de datos; B) procesamiento de flujos en el sitio de estudio; C) transmisión automatizada de datos y flujos finales, y D) manejo remoto del sitio y análisis de datos.

## Resultados y discusión

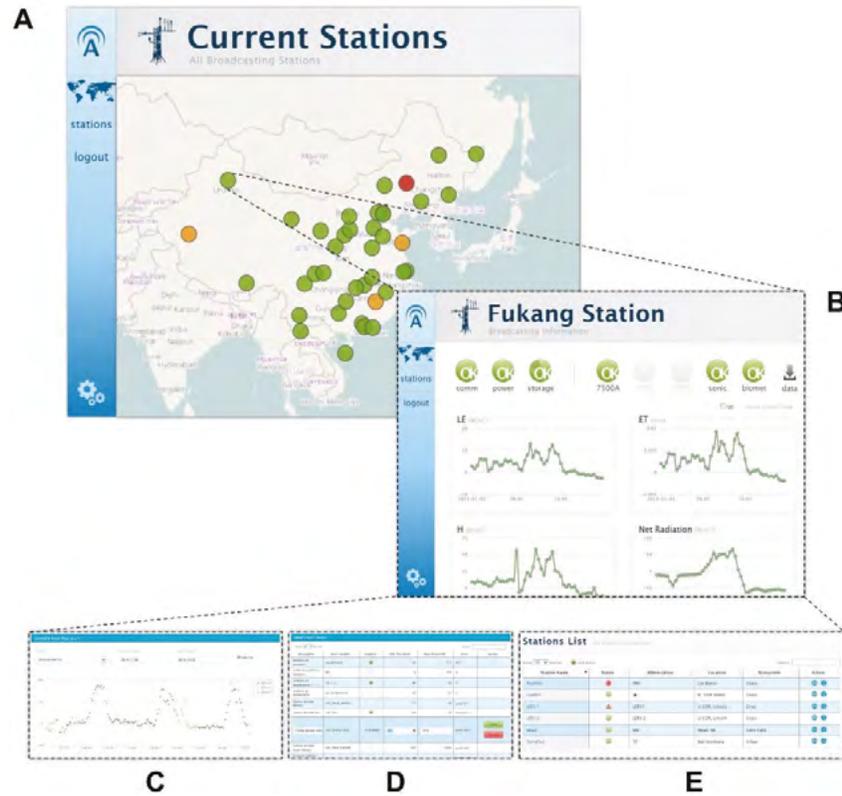
Los resultados son flujos de calidad completamente corregidos y publicables, los cuales fueron sometidos a un número de procedimientos computacionales intensivos, tales como rotación de coordenadas, correcciones de respuesta de frecuencia, transformación Fourier, descomposición y normalización espectral y co-espectral. El procesamiento es completamente configurable para ajustarse al sitio y montaje.

El sistema de campo también está equipado con GPS para proveer sincronización de tiempo entre instrumentos y entre diferentes estaciones. Los datos sin procesar son sincronizados, comprimidos y almacenados en dos lugares en memorias industriales junto con los flujos. Todos los datos, o pequeños conjuntos de datos de flujo pueden ser transferidos vía red local, celular o satelital (Figura 2). Después, en la transición de una sola estación automatizada a una red automatizada de múltiples estaciones, datos críticos provenientes de múltiples estaciones son enviados a una herramienta para administración de la red llamada FluxSuite™, y son desplegados en smartphone, tablet o computadora en un formato basado en la web. Alertas automáticas y configurables describiendo el status y problemas de cada estación son enviadas vía correo electrónico, mientras que los derechos de acceso son configuradas por el administrador de la estación (Figura 3).

En resumen, la totalidad de la red de flujo trabaja de la siguiente manera:

- Cada estación de flujo mide todos los parámetros necesarios.
- Microcomputadoras de campo calculan los resultados finales de flujos completamente corregidos cada 30 minutos.
- Otros datos importantes y controles de calidad también son calculados.

- Múltiples torres son conectadas en una red de flujo.
- El administrador de la red de flujos ve todas las torres, tasas de flujo, datos ambientales y alertas.
- El administrador de la red de flujos puede permitir o restringir el acceso a torres, modificaciones del sistema, etc.



**Figura 3.** Impresiones de pantallas del software para manejo de redes de múltiples estaciones en CERN, China: A) ubicación de cada estación en la red automatizada, los colores indican el status y calidad de datos; B) flujos de datos para una estación en específico; C) flujos automatizados en tiempo real, tendencias de datos, QA/QC flags, etc; D) criterios y rangos personalizables para alertas automáticas por correo electrónico, y E) usuarios, derechos de acceso y lista de estaciones configurables.

## Conclusiones

Las nuevas herramientas de hardware y software fueron desarrolladas para automatizar etapas claves de la operación de redes de flujo, y ayudar a la optimización de recursos tales como permitir dedicar más tiempo a investigación y actividades para mejorar la productividad, y reducir el tiempo empleado día con día a la administración, manejo de la estación y al manejo y procesamiento de datos. La combinación de estas herramientas reducirá de manera substancial el tiempo y costo asociado con el manejo de un sitio de investigación o una red de múltiples sitios.

## 5.2 Cambio de uso de la tierra y flujos de CO<sub>2</sub> en el Monte Tláloc

González-Velasco Ana R.<sup>1</sup>; Almaráz-Suárez Juan J.<sup>1</sup>; Heredia-Acuña Cristina<sup>1</sup>; Ignacio-Jerónimo Elaida<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: gonzalez.anarubi@colpos.mx

### Resumen

Los factores que intervienen en los flujos de CO<sub>2</sub> y descomposición de la materia orgánica son la temperatura, humedad y las condiciones del suelo. La conversión de suelos de uso forestal a uso agrícola altera estos factores, lo que propicia una pérdida acelerada del carbono del suelo, nutrientes y posiblemente de la microbiota encargada de ciclos biogeoquímicos en el ecosistema. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto del cambio de uso de la tierra sobre las tasas de respiración del suelo. Se estableció un ensayo en tres áreas diferentes de uso de suelo: plantación forestal, agrícola y encinar, en el Monte Tláloc, localizado al Oriente de Texcoco, Estado de México. La emisión de CO<sub>2</sub> del suelo se determinó mediante el método de cámara dinámica cerrada, la temperatura se tomó con termómetro de suelo y la humedad se midió con una sonda de humedad TDR. La toma de datos se realizó semanalmente. El experimento se estableció en septiembre de 2014 y se concluirá hasta septiembre de 2016. Los datos colectados hasta la fecha muestran que existe una mayor tasa de respiración durante los meses de lluvia y decrece a medida que disminuye la humedad y aumenta la temperatura en el suelo. La plantación forestal presentó máximo flujo de CO<sub>2</sub> 4 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, la menor emisión de CO<sub>2</sub> lo presentó el sitio agrícola con 2.1 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, esto probablemente este asociado a la pérdida de carbono al pasar de suelo de uso forestal a agrícola, mientras que el bosque de encino presentó un flujo de CO<sub>2</sub> de 3.5 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>.

**Palabras claves:** respiración del suelo, carbono, emisiones.

### Abstract

The factors that affect CO<sub>2</sub> fluxes and decomposition of organic matter are temperature, humidity and soil conditions. The conversion of forest to agricultural land alters these factors, which drives to an accelerate loss of carbon, nutrients and possibly to changes on soil microbiota that participate on ecosystem biogeochemical cycles. Therefore, the objective of this research was to evaluate the effect of land use change on soil respiration rates. An experiment was established in a site that included three different land use areas: Pine plantation, cropping area and oak forest at Mount Tlaloc, located at the east of Texcoco municipality, State of Mexico. The soil CO<sub>2</sub> was determined by the method of dynamic closed chamber, the temperature was taken with a temperature probe and humidity was measured with a TDR sensor. Data collection was performed weekly. The experiment was established in September 2014 and will be completed until September 2016. Up to now the data show that there is a higher rate of soil respiration during the rainy season and decreases during the dry season when the soil temperature and humidity decreased. The highest fluxes were obtained on the pine plantation with 4 μmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> and the lowest on the cropping area with 2.1 μmol of CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, while the oak forest presented a CO<sub>2</sub> fluxes of 3.5 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. These differences probably are associated to land use changes.

**Key words:** soil respiration, carbon, emissions.

## Introducción

Los bosques de México tienen un gran potencial para capturar carbono (C), pero la deforestación revierte el flujo de C, convirtiéndose en una fuente muy importante de emisiones (Klooster y Maser, 2000). La respiración del suelo es un componente importante en el flujo de CO<sub>2</sub> emitido por los ecosistemas, observándose la mayor intensidad en el horizonte superficial del suelo. El cambio de uso de suelo puede afectar los flujos de CO<sub>2</sub> del suelo a la atmósfera, ya que puede alterar el número y tipo de microorganismos presentes en un suelo y están en función de las prácticas y manejo agrícola que se realicen; un suelo de pastizal presenta mayor abundancia de microorganismos en comparación con un suelo agrícola, esto es debido a la acumulación de materia orgánica que se produce en los pastizales, mientras que en suelos agrícolas el manejo puede provocar la remoción de la materia orgánica, al exponerla al ataque de la población microbiana que es en su mayoría aeróbica (Paustian *et al.*, 1997).

De la misma manera la conversión de un bosque a área de cultivo modifica el microambiente edáfico, exponiendo al carbono y nitrógeno a la oxidación microbiana. Cruz *et al.*, 2012, evaluaron la influencia del uso del suelo sobre la respiración y las propiedades físicas y químicas del suelo y su afectación por aplicación de fertilizantes, encontrando que en cultivos continuos el carbono orgánico disminuyó en más del 55% con respecto a los suelos de bosque.

El objetivo de esta investigación fue evaluar los efectos del cambio de uso de suelo sobre las tasas de respiración de los suelos en tres áreas diferentes de uso de suelo: forestal, agrícola y encinar.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio y trabajo de campo*

El estudio se realizó en el ejido de San Pablo Ixayoc, perteneciente al Municipio de Texcoco, Estado de México. Geográficamente se ubica en el Monte Tláloc, en la parte Norte de la Sierra Nevada, entre las coordenadas 19°24'41.7'' latitud Norte y 98°42'44.8'' longitud Oeste. La investigación se efectuó en tres áreas con diferente uso de suelo: en un bosque de encino (*Quercus rugosa* y *Q. laurina*), una plantación de manejo forestal (*Pinus ayacahuite*) y un área de cultivo agrícola (maíz), como se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Áreas de estudio en el ejido de San Pablo Ixayoc: A) bosque de encino, B) plantación forestal de *Pinus ayacahuite*, y C) zona agrícola.

Se establecieron 12 sub parcelas de muestreo en cada área de estudio, en la cual se realizaron las siguientes evaluaciones: la respiración del suelo se realizó en cada sub parcela, mediante el método de

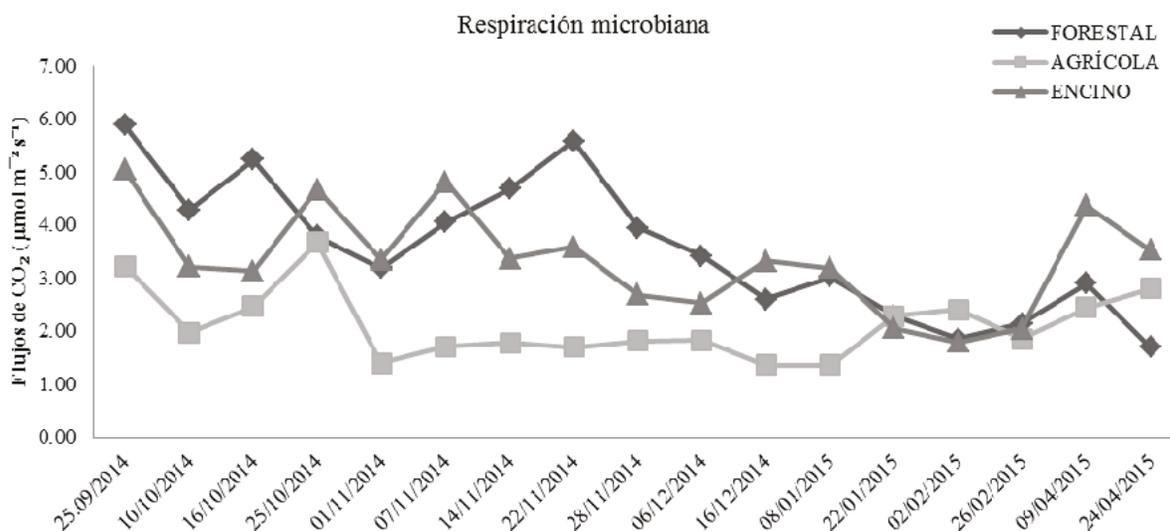
la cámara dinámica cerrada, haciendo cinco tomas de datos cada 30 s. La medición de temperatura del suelo se tomó con termómetro de lectura directa de suelo y la humedad se midió con una sonda de humedad TDR (Spectrum Technologies, Inc.), a la profundidad de 0-10 cm. La toma de datos se realizó semanalmente y posteriormente se realizaron quincenalmente, durante los meses de septiembre del 2014 a mayo de 2015. Las mediciones se continuarán hasta el año 2016. Se llevaron a cabo análisis de correlación por el método de Pearson entre el flujo de CO<sub>2</sub>, la humedad y la temperatura edáfica de cada uno de los sitios en estudio.

## Resultados y discusión

### Flujos de CO<sub>2</sub>

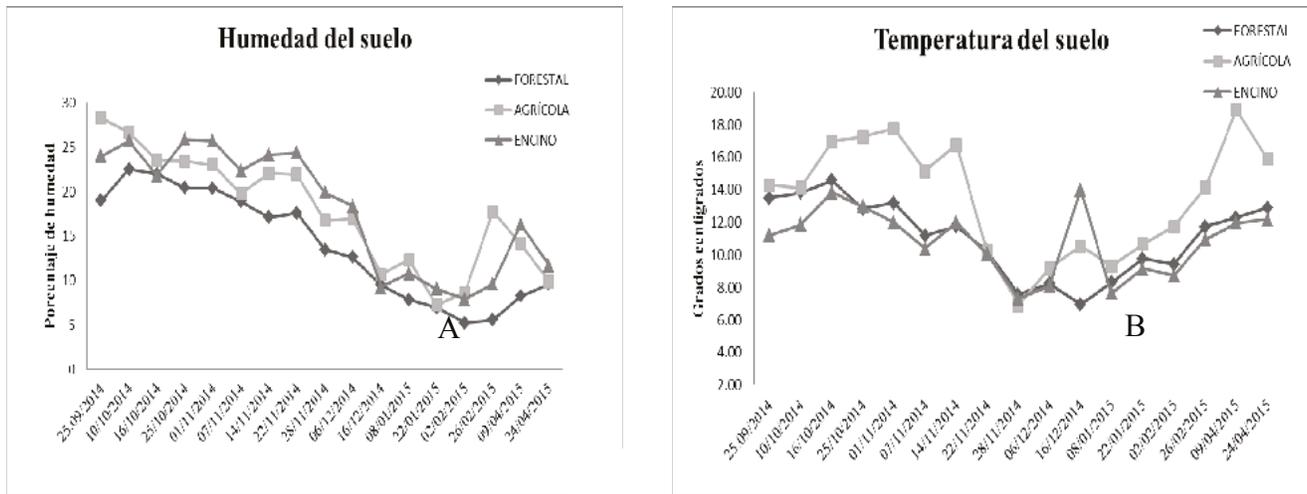
Se observó que los flujos de CO<sub>2</sub> fueron más bajos en el área agrícola que en los otros dos tipos de uso del suelo; en septiembre y octubre la respiración del suelo tuvo un patrón similar en los tres usos de suelo y en noviembre la plantación forestal tuvo una respiración más alta que el sitio agrícola y encino (Figura 2).

Se encontró que conforme la humedad del suelo decrecía las emisiones de CO<sub>2</sub> disminuyeron. Estas emisiones coinciden con las presentadas por (Covalada *et al.*, 2009), quienes evaluaron flujos de CO<sub>2</sub> edáfico en un transecto de bosque de pino-encino en Michoacán México, encontrando flujos de CO<sub>2</sub> más bajos en periodo seco (noviembre-mayo) y los más altos con la estación lluviosa (junio-octubre).



**Figura 2.** Flujos de CO<sub>2</sub> en los tres tipos de uso de la tierra en el Monte Tláloc.

Los resultados obtenidos de la medición de temperatura y humedad también coinciden con los de Covalada *et al.*, (2009), quienes observaron un patrón de relación entre la temperatura y la humedad del suelo. En el presente estudio, la humedad edáfica aumentó en época de lluvias y disminuyó en periodo de secas, la temperatura tuvo un comportamiento similar, fue más elevada en el área agrícola que en los otros dos tipos de uso del suelo, tanto en periodo de lluvias como en secas (Figura 3).



**Figura 3.** Humedad del suelo (A) y temperatura (B) en tres diferentes tipos de uso de la tierra.

En la plantación forestal y en el encinar, los flujos de CO<sub>2</sub> correlacionaron positiva y significativamente con la humedad y la temperatura, mientras que en el área agrícola los flujos de CO<sub>2</sub> correlacionaron sólo con la humedad (Cuadro 1). Estas correlaciones posiblemente se deban a que en el área agrícola el suelo está expuesto a la radiación solar, en cambio en los otros dos usos de la tierra el suelo está bajo la cubierta del dosel vegetal.

**Cuadro 1.** Análisis de correlación entre el flujo de CO<sub>2</sub>, la temperatura y humedad del suelo en tres tipos de uso de la tierra en el Monte Tlálloc.

	Forestal			Agrícola			Encino		
	Flujo CO <sub>2</sub>	Temperatura	Humedad	Flujo CO <sub>2</sub>	Temperatura	Humedad	Flujo CO <sub>2</sub>	Temperatura	Humedad
Flujo CO <sub>2</sub>	1			1			1		
Temperatura	0.42	1		0.18	1		0.31	1	
Humedad	0.67	0.87	1	0.43	0.57	1	0.52	0.29	1

### Conclusiones

Los flujos de CO<sub>2</sub> fueron más altos en la plantación forestal y en el encinar que en el área agrícola.

Los flujos de CO<sub>2</sub> se asociaron significativamente con la humedad en los tres tipos de uso de la tierra.

Se encontró que en la plantación forestal y en el encinar los flujos de CO<sub>2</sub> se correlacionaron positivamente con la temperatura, pero no en el área agrícola.

La respiración del suelo fue más alta en la temporada de lluvias que en la temporada de secas.

### Bibliografía

Covaleda S., C. Prat, O. F. García, J. D. Etchevers, J. F. Gallardo, F. Paz. 2009. Flujos de CO<sub>2</sub> edáfico en un transecto de bosques de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, México). Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental (eds). pp. 123-153.

Cruz R. E., R. A. Cruz, G. L. I. Aguilera, M. H. T. Norman, R. A. Velázquez, B. G. Nava, L. Dendooven, R. B. G. Reyes. 2012. Efecto en las características edáficas de un bosque templado por el cambio de uso de suelo. Terra Latinoamericana 30:189-197.

- Klooster D., O. Masera. 2000. Community forest management in México: carbón mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change* 10: 259-272.
- Paustian K., O. Andren, H. H. Janzen, R. Lal, P. Smith, G. Tian, H. Tiessen, M. van Noordwijk, P. L. Wooner. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use and Management* 13:230-244.



### 5.3 Emisiones de gases de efecto invernadero –directos e indirectos- en diferentes sistemas agrícolas

Gutiérrez-Díaz Jonatán<sup>1</sup>; Fuentes-Ponce Mariela<sup>1</sup>; Ponce-Mendoza Alejandro<sup>2</sup> y Rodríguez-Sánchez Luis M.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, D.F., México. Autor para correspondencia: mundoreverde@hotmail.com

<sup>2</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

#### Resumen

Las actividades humanas han influenciado los ciclos biogeoquímicos del carbono (C) y nitrógeno (N), incrementado las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera; la intensificación de la agricultura acrecienta las emisiones de los suelos agrícolas, resultando en una aportación del 16% de GEI total (25% del CO<sub>2</sub>, 50% del CH<sub>4</sub> y 70% del N<sub>2</sub>O). En la presente investigación se determinaron las emisiones de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> de cinco manejos agrícolas en un experimento en el municipio de Cocotitlán, Estado de México, utilizando la metodología de cámaras cerradas (Parkin *et al.*, 2003) en un experimento de cinco tratamientos con tres repeticiones, colocando dos cámaras por parcela. Se realizaron mediciones semanales, posteriormente por cromatografía de gases se cuantificaron el CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>. Los resultados mostraron diferencias significativas (P < 0.05) en las emisiones de N<sub>2</sub>O, el sistema convencional emitió más que el manejo de milpa orgánica. Las emisiones indirectas fueron determinantes en un mayor costo ambiental al utilizar insumos sintéticos (812 kg de CO<sub>2</sub>eq) en comparación con los orgánicos (160 kg de CO<sub>2</sub>eq), así como mayores emisiones por uso de combustible, resultado de la labranza convencional siendo de 145 kg de CO<sub>2</sub>eq, el doble que las labranzas mínimas.

**Palabras clave:** CO<sub>2</sub>eq, emisiones de suelos, sistemas de manejo.

#### Abstract

Human activities have influenced the biogeochemical carbon (C) and nitrogen (N) cycles, this activities increased concentrations of greenhouse gases (GHG) in the atmosphere; agriculture intensification increases emissions from soils, resulting in a contribution of 16% of total GHG (25% CO<sub>2</sub>, 50% CH<sub>4</sub> and 70% N<sub>2</sub>O). In the present research were identified CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions in five agricultural experiment managements in the Municipality of Cocotitlán, Estado of México. It used closed chambers (Parkin *et al.*, 2003) in an experiment with five treatments and three replications, putting two cameras per plot. The measurements were weekly, then, the CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> gasses were quantified by gas chromatography. The results showed significant differences (P < 0.05) between treatments in N<sub>2</sub>O emissions, the conventional system delivered more than the management of milpa organic. Indirect emissions were determinants in a greater environmental cost when using synthetic inputs (812 kg of CO<sub>2</sub>eq) in comparison with organic inputs (160 kg of CO<sub>2</sub>eq), as well as increased emissions due to use of fuel, the result of the conventional tillage was 145 kg of CO<sub>2</sub>eq, double the minimum tillage

**Key words:** CO<sub>2</sub>eq, soil emissions, management systems.

## Introducción

A través de los siglos, nuestro planeta ha sufrido innumerables cambios de naturaleza física, química y biológica, las variaciones de los ciclos bio-geo-físico-químicos están íntimamente relacionadas con el sistema climático; la dinámica resultante es compleja y más aún al considerar los factores antropogénicos que participan, incidiendo en cambios como la reducción de recursos naturales e incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), por medio de actividades como la expansión agrícola (Morell *et al.*, 2010), la conversión de un ecosistema “natural” a uno agrícola provoca que los suelos pierdan entre un tercio y la mitad del carbono orgánico del mismo. La intensificación de la agricultura provoca el uso indiscriminado de fertilizantes nitrogenados lo que provoca hasta el 70% de las emisiones de N<sub>2</sub>O (Ciampitti *et al.*, 2005). Así mismo, la labranza aumenta la perturbación del suelo, incrementando la aireación, disminuye el tamaño de agregados y aumenta la actividad microbiana (bacterias y hongos) provocando mayores emisiones de CO<sub>2</sub> (PNUD 2009; Sainju *et al.*, 2008).

Entender la dinámica de las diferentes prácticas agrícolas respecto a emisiones directas e indirectas permitirá establecer estrategias ambientales y agrícolas respecto a la emisión de GEI. El objetivo de la presente investigación fue determinar el efecto de cinco prácticas agrícolas sobre los emisiones de los GEI: CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> en Cocotitlán, Estado de México.

## Materiales y métodos

### *Sitio de estudio y parcela experimental*

El sitio experimental se ubica en el municipio de Cocotitlán Estado de México (19°12'18" y 19°14'33" Norte y 98°49'46" y 98° 52'52" Oeste, a 2300 m s.n.m.). El clima es templado subhúmedo C(w1)(w); la temperatura media anual es de 13.6 °C. La temporada de lluvias abarca del mes de marzo a principios de noviembre, la precipitación anual es de 784 mm. El área experimental (1 ha) se subdividió en parcelas de 6.6 x 30 m (200 m<sup>2</sup>), en las cuales hay cinco tratamientos (Cuadro 1), con un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones lo que da un total de 15 parcelas experimentales. Todos los sistemas contemplan la producción de maíz (*Zea mays* L.) nativo raza chalqueño.

**Cuadro 1.** Tratamientos aplicados en las parcelas experimentales en Cocotitlán, Estado de México.

Agrosistema	Labranza	Manejo de residuos	Fertilización	Manejo de arvenses	Cultivo
ZTRQH+r	Mínima	Retención (100%)	Sintética	Herbicida	Rotación
ZTROh+r	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Orgánico	Rotación
ZTIOh+r	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Orgánico	Asociado
CTMQH-r	Convencional	Sin residuos	Sintética	Herbicida	Monocultivo
CTMOC30r	Convencional	Incorp (30%)	Orgánica	Control mecánico	Monocultivo

### *Muestro de gases de efecto invernadero y cuantificación*

Se muestrearon los gases de efecto Invernadero: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O una vez a la semana durante el año 2014, se inició a la misma hora (10:00 a.m.) con una duración total de 90 minutos. Se utilizaron dos cámaras cerradas Parkin *et al.*, (2003) por parcela, se sellaron para evitar la entrada y salida de aire. A partir del sellado se consideraron tres tiempos de muestreo (0, 30 y 60 minutos), se colectaron los gases con una jeringa de 20 ml, los cuales se colocaron en viales de 10 ml cerrados y al vacío. Los

viales se colocaron a una temperatura de 5 °C durante 40 horas y posteriormente se realizó la determinación de los GEI en el laboratorio de Ecología de Suelos del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV). Los gases CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O se analizaron en un cromatógrafo de gases Agilent Technology 4890D provisto de un detector de captura de electrones (ECD). Se utilizó una columna HP-PLOT Q 30 m. El CH<sub>4</sub> se analizó en el mismo cromatógrafo de gases con un detector de ionización de flama (FID) y una columna PORAPAC Q 80/100 12' x 18' x 0.085".

Para el cálculo de las emisiones indirectas se consideró: consumo de combustible del tractor y las emisiones generadas en la producción y envasado de los insumos (fertilizantes, abonos y herbicida), lo cual se obtuvo de una revisión bibliográfica (Sánchez y Martínez, 2012; Snyder *et al.*, 2005; Tristram y Marland, 2002).

### Análisis estadístico

Los valores de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O se analizaron por medio de regresiones lineales con los valores de los tres tiempos, obteniendo las distintas pendientes (tasas de producción). Se hizo una prueba de homogeneidad de variancia y normalidad, para esta última la prueba dio negativo por lo que se utilizó estadística no paramétrica, a través de la prueba de Kruskal Wallis para comparar las medias entre tratamientos por tiempo y el total de los gases en el ciclo.

## Resultados y discusión

### Estimación de biomasa y carbono

De los tres gases cuantificados, los óxidos nitrosos fueron los que se presentaron en menor cantidad, en los primeros tres meses las emisiones fueron bajas en comparación al resto del año (Figura 1) por no haber actividad agrícola, y al ser suelo seco, los espacios porosos del suelo no contienen agua y hay más oxígeno lo que limita la desnitrificación (Mora *et al.*, 2005), en el mes de marzo existieron diferencias significativas entre el tratamiento de labranza mínima con insumos químicos (ZTRQ+r) que presentó la más alta emisión y el de insumos orgánicos (ZTROh+r) (Figura 1). Las emisiones se incrementaron del mes de julio a octubre en todos los tratamientos, lo que concuerda con los meses de lluvia y por lo tanto del incremento de las actividades microbianas (Mora *et al.*, 2005). Las emisiones totales del ciclo (39 mediciones) (Cuadro 2) fueron mayores en el tratamiento ZTIOh+r y las menores en CTMQH-r, en el primer caso el suelo no se mueve y esto posiblemente generó un ambiente con condiciones de anaerobiosis en comparación con la labranza lo que resulta en mayores emisiones de N<sub>2</sub>O (Villalobos *et al.*, 2014).

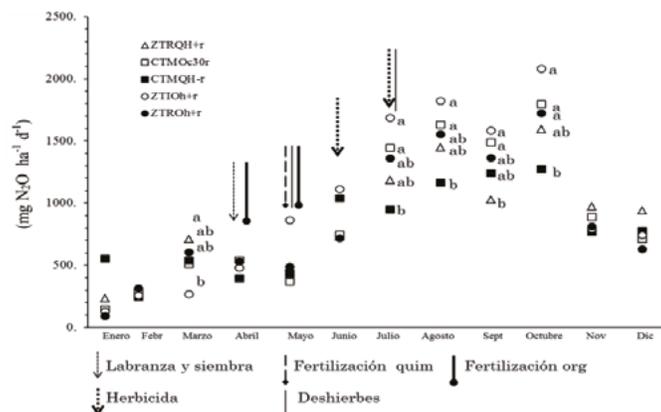
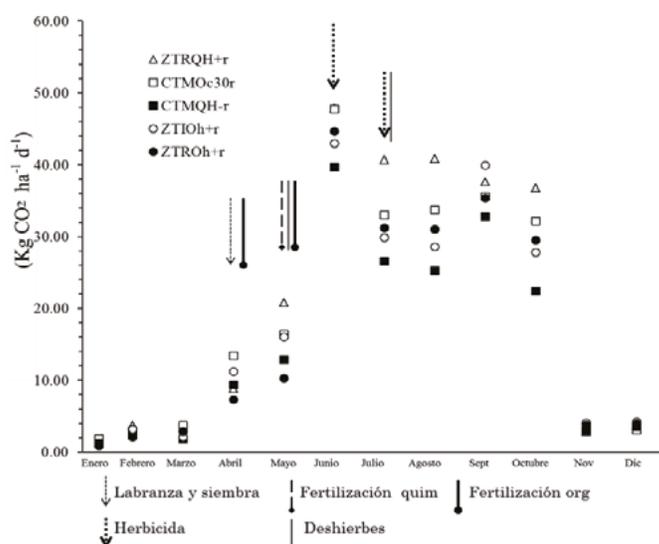


Figura 1. Emisiones mensuales de N<sub>2</sub>O de los cinco tratamientos en el año 2014.

**Cuadro 2.** Emisiones totales de N<sub>2</sub>O en el ciclo 2014 (39 muestreos) de diferentes manejos agrícolas.

Tratamiento	mg de N <sub>2</sub> O/ha <sup>-1</sup>	
ZTRQH+r	33759.696	ab
CTMOc30r	36707.944	ab
CTMQH-r	30937.427	b
ZTIOh+r	42112.645	a
ZTROh+r	35844.364	ab

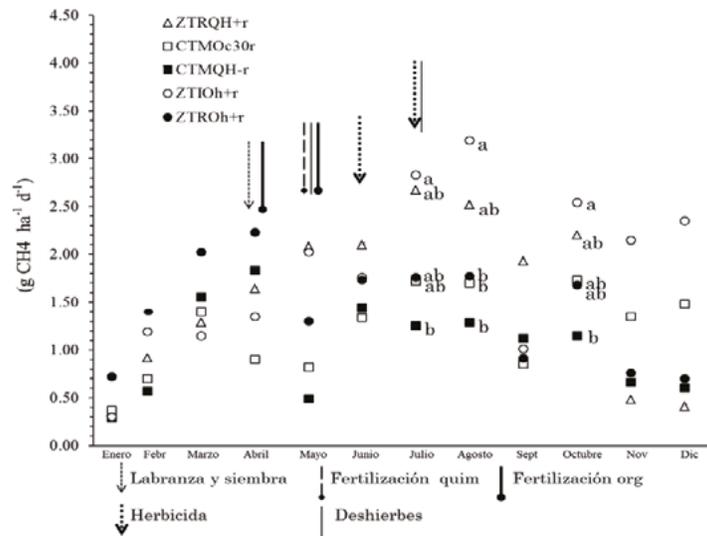
Las emisiones de CO<sub>2</sub> en los primeros meses fueron menores que el resto del año (Figura 2), comenzaron a incrementarse en abril, en la tercer semana se realizaron las prácticas de labranza, siembra y fertilización; en esta fecha la labranza convencional con residuos (CTMOc30r) presentó la mayor emisión y la agricultura de conservación orgánica (ZTROh+r) emitió menos (casi 5 kg), esto posiblemente por la labranza ya que después de la ruptura del suelo, el número de microorganismos aumenta entre 20 y 30% (Plaza-Bonilla *et al.*, 2009). En el mes de junio hubo la mayor emisión del año en todos los tratamientos, posiblemente por el comienzo de la temporada de lluvias y el aumento de la temperatura, Ordóñez-Fernández *et al.*, (2008) señalan que por cada 10 ° de aumento de la temperatura, entre 20 y 40 ° la producción de CO<sub>2</sub> aumenta al doble por el incremento de la actividad microbiana. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las emisiones de los tratamientos en cada fecha y en el total del ciclo, seguramente fue porque las desviaciones estándar de los datos fueron muy grandes. Al analizar los datos, las diferencias sugieren incidencia de los tratamientos sobre las emisiones (Cuadro 3). Bajo la anterior premisa, el tratamiento de agricultura convencional (CTMQH-r) registró la menor emisión de CO<sub>2</sub> que el resto de los tratamientos, esto puede deberse a la menor cantidad de carbono en el suelo (1.32% de MOS) en comparación con la agricultura de conservación con insumos químicos (ZTRQH+r) que tiene mayor porcentaje de carbono en el suelo (1.57% MOS).

**Figura 2.** Emisiones mensuales de CO<sub>2</sub> de los cinco tratamientos en el año 2014.

**Cuadro 3.** Total de las emisiones de CO<sub>2</sub> en el ciclo agrícola 2014 (39 muestreos), de los 5 tratamientos experimentales.

Tratamiento	Kg de CO <sub>2</sub> /ha <sup>-1</sup>	
ZTRQH+r	966.91	a
CTMOc30r	879.28	a
CTMQH-r	697.44	a
ZTIOh+r	819.49	a
ZTROh+r	783.53	a

Las emisiones de metano fueron significativamente diferentes entre los tratamientos en los meses de julio, agosto y octubre, meses con precipitación pluvial (Figura 3), sin embargo las características edáficas del sitio experimental no favorece las anegaciones que caracterizan a los principales emisores agrícolas de metano, por lo que el incremento de la producción de este gas podría estar relacionado con el incremento de la actividad microbiana y la compactación del suelo resultado de la mínima labranza, dichos tratamientos presentaron las mayores emisiones (Cuadro 4), también los contenidos de MOS del suelo que son menores en los tratamientos con labranza convencional (CTMOc30r, CTMQH-r) por el retiro parcial o total de los residuos de cosecha y por ende el menor contenido orgánico (Reza *et al.*, 2006).



**Figura 3.** Emisiones mensuales de CH<sub>4</sub> de los cinco tratamientos en el año 2014.

**Cuadro 4.** Principales emisores agrícolas de metano.

Tratamiento	g de CH <sub>4</sub> /ha <sup>-1</sup>	
ZTRQH+r	69.77	ab
CTMOc30r	46.76	b
CTMQH-r	43.92	b
ZTIOh+r	71.96	a
ZTROh+r	67.86	ab

Los costos ambientales al usar maquinaria e insumos, en ocasiones minimizada, tiene un papel determinante en la dinámica de los GEI, los insumos contabilizados fueron: herbicida, fertilizantes y estiércol que se emplearon en los diferentes tratamientos (Cuadro 5), las emisiones en CO<sub>2</sub> equivalente fueron mayores (hasta cinco veces) en el tratamiento convencional (CTMQH-r) en comparación con los de agricultura de conservación orgánica (ZTROh+r) (Cuadro 6). Las emisiones indirectas deberían ser tomadas en cuenta al realizar los balances generales de emisiones de GEI.

**Cuadro 5.** Insumos y sus correspondientes factores de emisión.

Insumo	Factor de emisión
Herbicida (2,4-D) ingrediente activo	1.7
Fertilizantes nitrogenado (Urea)	3.14
Fosfato triple de calcio	0.44
Estiércol	0.04

**Cuadro 6.** Cálculo del CO<sub>2</sub> equivalente de los tratamientos, con base en el gas.

Insumo	CTMQH-r		CTMOc30r		ZTIOh+r		ZTROh+r		ZTRQH+r	
Herbicida (2,4-D)	2.4	4.1	-	-	-	-	-	-	2.4	4.1
Fertilizante (Urea)	243.5	764	-	-	-	-	-	-	43.5	136.6
Fosfato triple de calcio	100.0	44	-	-	-	-	-	-	100.0	44.0
Estiercol	-	-	4000.0	160	4000.0	160	4000.0	160	-	-
Total Kg CO <sub>2</sub> eq/ha/ciclo	-	812.7	-	160.0	-	160.0	-	160.0	-	184.7

Referente al consumo del combustible (Cuadro 7 y Cuadro 8) los totales mostraron más del triple de CO<sub>2</sub> equivalente emitido en los tratamientos con labranza convencional en comparación con los de mínima labranza.

**Cuadro 7.** Gasto de combustible (diésel) en las diferentes prácticas agrícolas.

Prácticas	Combustible (l/ha)	Factor de emisión	Kg de CO <sub>2</sub> eq/ha
Rastra	9		24.21
Barbecho	19		51.11
Surcado	5	2.69	13.45
Escarda	6		16.14
Siembra	7		18.83

**Cuadro 8.** Cálculo de las emisiones indirectas por maquinaria. La primera columna de cada tratamiento (Imp) es el número de veces que se realizó la práctica, y la segunda columna es el valor ya multiplicado por el factor de emisión.

Práctica	CTMQH-r		CTMOc30r		ZTROh+r		ZTIOh+r		ZTRQH+r	
	Imp	Total	Imp	Total	Imp	Total	Imp	Total	Imp	Total
Rastra	2	48.42	2	48.42	1	24.21	1	24.21	1	24.21
Barbecho	1	51.11	1	51.11	-	-	-	-	-	-
Surcado	1	13.45	1	13.45	1	-	-	-	-	-
Escarda	2	32.28	2	32.28	2	-	-	-	-	-
Siembra	-	-	-	-	-	-	1	18.83	1	18.83
Total (CO <sub>2</sub> eq /ha/ciclo)	-	145.26	-	145.26	-	43.04	-	43.04	-	43.04

## Conclusiones

Las emisiones directas de gases de efecto invernadero de la agricultura representan un porcentaje importante de las emisiones globales, al incluir las emisiones indirectas se obtiene un panorama más real del costo ambiental de producir en diferentes sistemas agrícolas. Las diferentes prácticas agrícolas que incluyen labranza al airear el suelo disminuyen las emisiones de  $N_2O$ , sin embargo al utilizar fertilizantes sintéticos y maquinaria las emisiones de  $CO_2$  equivalente aumentan, los tratamientos con mayores insumos sintéticos y labranza emiten más de tres veces en comparación con los que utilizan insumos orgánicos y labranza mínima. Las características edáficas (textura, estructura, MOS, humedad, N) y ambientales (precipitación pluvial, temperatura) influyen significativamente en las emisiones del suelo, por lo que tienen que ser consideradas al analizar las emisiones. El tratamiento ZTIOh+r fue el que presentó mayor emisión en el  $N_2O$  y  $CH_4$ , mientras que para el  $CO_2$  fue el ZTRQH+r.

## Bibliografía

- Ciampitti A., E. Ciarlo, M. Conti. 2005. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merrill]: efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23:123-131
- Mora R., M. Sandoval, F. Gavi, P. Sánchez. 2005. Emisión de  $N_2O$  con fertilización nitrogenada en fertirriego y fertilización convencional. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21:23-29.
- Morell F. J., J. Álvaro-Fuentes, J. Lampurlanés, C. Cantero-Martínez. 2010. Soil  $CO_2$  fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Effects of tillage systems and nitrogen fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139:167-173.
- Ordóñez-Fernández R., R. Carbonell-Bojollo, P. González-Fernández, F. Perea-Torrez. 2008. Influencia de la climatología y el manejo del suelo en las emisiones de  $CO_2$  en un suelo arcilloso de la vega de Carmona. *Revista de estudios locales* 6:2339-2354
- Parkin T., A. Mosier, J. Smith, R. Venterea, J. Jhonson, D. Reicosky, G. Doyle, G. Mccarty, J. Baker. 2003. Chamber based trace gas flux measurement protocol. GRACEnet 1. 28 pp.
- Plaza-Bonilla D., C. Cantero-Martínez, J. L. Arrúe, J. Álvaro-Fuentes. 2009. Efecto del sistema de laboreo y la fertilización nitrogenada sobre las emisiones de gases de efecto invernadero en secanos mediterráneos del Noreste Español. [http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/poster/suelo-planta/58\\_plaza\\_daniel.pdf](http://www.redremedia.org/events/images/stories/ponencias/poster/suelo-planta/58_plaza_daniel.pdf)
- PNUD. 2009. Análisis Comparativo de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero entre “Siembra Directa” y “Labranza Convencional”. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. pp 1-4.
- Reza G., M. Sauri, E. Castillo. 2006. Aprovechamiento de la composta para la oxidación de metano. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales* 1:1-13.
- Sainju U., J. Jabro, W. Stevens. 2008. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* 4:98-106.
- Sánchez G. Z., A. G. Martínez. 2012. Bases metodológicas para el cálculo de huella de carbono en explotaciones de ovino de leche. Tesis de Maestría. Universidad de Córdoba. 35 pp.
- Snyder C., T. Bruulsema, T. Jensen, D. D. P de Nitrógeno. 2005. Mejores prácticas de manejo para minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas con el uso de los fertilizantes. *Informaciones Agronómicas* 40:7-10.
- Tristram O., G. Marland. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 91:217-232.
- Villalobos J., H. Macías, M. Palomo, A. Cano, M. Rivera. 2014. Efecto de la labranza de conservación sobre la humedad y la densidad aparente de un suelo. *Agrofaz* 14:39-44.

## 5. 4 Medición de emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo en bosque de pino-encino, y en maíz y nopal en el Suelo de Conservación del Distrito Federal

De León-González Fernando<sup>1</sup>; Fuentes-Ponce Mariela; Bautista-Cruz Martha A.<sup>2</sup>; Leyva-Pablo Tania<sup>2</sup>; Castillo-Juárez Héctor<sup>1</sup>; Rodríguez-Sánchez Luis Manuel<sup>1</sup> y Miranda-García Gabriela<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso No. 1100 Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, D.F., México. Autor para correspondencia fdeleong@gmail.com

<sup>2</sup>Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Oaxaca, Hornos No. 1003, CP 71230, Xoxocotlan, Oaxaca, México.

### Resumen

El objetivo del trabajo fue comparar las emisiones de CO<sub>2</sub> gaseoso del suelo en parcelas de uso agrícola (nopal y maíz), con las de una parcela sin cultivo (suelo en descanso) y otra con vegetación nativa (pino-encino) en Milpa Alta (sur del Valle de México). Las mediciones de tasa de C-CO<sub>2</sub> (cinco repeticiones por tratamiento y por fecha de medición) se realizaron aproximadamente cada 15 días, en el mismo punto de muestreo y para 22 fechas. Todas las mediciones se realizaron por las mañanas, entre 9 y 11 h. Las mediciones se hicieron en un sistema confinado utilizando el medidor portátil de análisis infrarojo (EGM-4) y una cámara de respiración de suelo. Se encontró que los valores promedio de emisiones de CO<sub>2</sub> para los seis tratamientos bajo estudio mostraron diferencias significativas. Los dos tratamientos que mostraron promedios de C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup> más altos fueron el nopal con aplicaciones bajas de estiércol (0.24 g) y el suelo de bosque (0.23 g). No se observó una asociación entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y la humedad del suelo. La fecha de muestreo, asociada a la temperatura ambiental (aire y suelo) si afectó las emisiones de CO<sub>2</sub>, con una tendencia más alta de flujo en la temporada de mayores temperaturas mensuales (mayo, junio y julio). Finalmente, se encontró un patrón de bajas emisiones en los dos periodos secos del año (al inicio y al final del año), mientras que durante la época de mayor humedad del suelo (seis meses del año) se observó una tendencia de incremento en el flujo medido de C-CO<sub>2</sub>.

**Palabras clave:** agricultura en suelos volcánicos, *Opuntia*, *Pinus*, *Quercus*, *Zea mays*, respiración edáfica.

### Abstract

The objective was to compare the flux of C-CO<sub>2</sub> from soils under different land uses: agricultural use (nopal cactus and maize with low and high manure additions), uncultivated plot (fallow land) and soil with native vegetation (oak- pine) in Milpa Alta (south Valley of Mexico). Rate measurements of C-CO<sub>2</sub> (five replicates per treatment and measurement date) were performed every 15 days in the same sampling point and for 22 dates. All measurements were performed in the morning, between 9 and 11 h. Measurements were made in a confined system using the portable infrared analysis meter (EGM-4) and a soil respiration chamber. It was found that the average values of C-CO<sub>2</sub> emissions for the six treatments under study showed significant differences. Treatments showing the highest averages of C-CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> were nopal with low manure applications (0.24 g) and forest soil (0.23 g). No association between CO<sub>2</sub> emissions and soil moisture was observed. The sampling date, associated with the environment temperature, affected CO<sub>2</sub> emissions, with a higher tendency of CO<sub>2</sub> flow in months with higher temperatures (May, June and July). Finally, a pattern of low emission was found in the two dry periods of the year (at the beginning and end of the year), while during the period of greatest soil moisture (six months) an increased C-CO<sub>2</sub> flux was observed.

**Key words:** agriculture in volcanic soils, *Opuntia*, *Pinus*, *Quercus*, *Zea mays*, soil respiration.

## Introducción

El Suelo de Conservación (SC) del Distrito Federal es una zona que aporta diversos servicios ambientales; en ella prevalecen usos de tipo forestal, silvo-pastoril y agrícola, con una fuerte presión por parte de asentamientos irregulares y tala clandestina en los últimos 20 años (Perevochtchikova y Vázquez, 2010). Para 2009 se habían reportado para el SC 13 000 ha protegidas (de tipo ejidal y comunal) mediante el programa de pago por servicios ambientales (Perevochtchikova y Vázquez, 2010). La cantidad de organizaciones sociales participantes en este programa aumentó hasta alcanzar 13 en 2009 (CONAFOR, 2010). Vela y colaboradores (2012) reportaron los valores de carbono (C) orgánico para una amplia muestra de suelos que cubren todas las delegaciones que aportan superficie para la zona de SC. Dichos resultados muestran que los valores más altos de secuestro de C se presentan en las zonas con mayor precipitación y con más alta cobertura vegetal, de tal forma que se establece el siguiente continuo: bosque de *Abies* ( $145.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) > bosque de *Quercus* > bosque de *Pinus* > matorral > pastizal > parcelas agrícolas ( $46.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) (Vela *et al.*, 2012).

La tendencia de ocupación de zonas naturales en beneficio de zonas habitadas o zonas de cultivo parece ser la tendencia que enfrentará el Suelo de Conservación. Es por ello que la medición del impacto de los sistemas de manejo agrícola es necesaria en la perspectiva de diseño de sistemas compatibles con mitigación y adaptación al cambio climático.

El objetivo del trabajo fue conocer la dimensión de las emisiones de  $\text{CO}_2$  gaseoso del suelo en un conjunto de parcelas de uso agrícola (nopal y maíz), teniendo como referencia comparativa una parcela agrícola sin cultivo (suelo en descanso) y una zona con vegetación nativa (pino-encino).

## Materiales y métodos

Se realizaron, durante 2014, mediciones periódicas en parcelas con los siguientes manejos: nopal (con aporte escaso y abundante de materia orgánica (MO) (1, 2), maíz (con aporte escaso y abundante de MO (3, 4), suelo con vegetación de pino-encino (5) y suelo sin sembrar (6) En el Cuadro 1 se muestran detalles de los manejos para cada uno de los seis tratamientos.

El productor que facilitó sus parcelas fue el Sr. Arnulfo Melo Rosas, en la localidad de Santa Ana Tlacotenco, Delegación Milpa Alta en la cual el sistema de cultivo que destaca por su importancia económica es el nopal-verdura. El productor participa en el Programa *Abono Orgánico en Especie* como apoyo de la Delegación. Bajo este Programa la Delegación de Milpa Alta pone a disposición de los productores estiércol proveniente del Complejo Agroindustrial de Tizayuca (Estado de Hidalgo, al norte del Valle de México).

Las mediciones de tasa de  $\text{CO}_2$  (cinco repeticiones, por tratamiento y por fecha de medición) se realizaron aproximadamente cada 15 días, siempre en el mismo punto de muestreo y para las 22 fechas de medición. Todas las mediciones se realizaron por las mañanas, entre 9 y 11 h. Las mediciones se hicieron en un sistema confinado utilizando el medidor portátil de análisis infrarojo EGM-4 y una cámara de respiración de suelo provisto de una bomba de succión. La cámara fue colocada sobre suelo desnudo con mediciones con intervalos cada 30 s. La tasa de emisión reportada por el medidor es en  $\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Las determinaciones de humedad en el suelo se realizaron una vez obtenida la tasa de emisión de  $\text{CO}_2$  y se hicieron con un aparato TDR (mini-Trace<sup>®</sup>).

### Métodos estadísticos

Los datos fueron procesados con el programa JMP (Ver. 11, SAS Institute). Las variables bajo estudio fueron  $\text{CO}_2$  ( $\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) y humedad del suelo ( $\text{cm}^3 100 \text{ cm}^{-3}$ ). Dada la asimetría de la

distribución de las variables, éstas fueron transformadas usando un logaritmo natural con la finalidad de tener una distribución más cercana a la normal. Diferentes tipos de manejo del suelo fueron considerados como los tratamientos, que fueron replicados en cinco puntos y medidos en 22 fechas (cada 15 días). Para el análisis se empleó un modelo lineal mixto donde la variable de respuesta fue tanto el logaritmo natural de CO<sub>2</sub> como el de humedad. Los efectos fijos considerados en el modelo fueron el tratamiento y el tiempo de medición, mientras que los aleatorios fueron repetición y el residuo. Las medias de los tratamientos fueron comparadas con la prueba de Tuckey ( $P < 0.05$ ). Además se realizó un análisis de regresión lineal para estimar el grado de asociación entre la humedad del suelo y las emisiones de CO<sub>2</sub>.

**Cuadro 1.** Número, denominación y naturaleza de los tratamientos, y fechas de prácticas agrícolas aplicadas en las parcelas.

No. y denominación del tratamiento	Descripción	Fechas con prácticas agrícolas relevantes. Otras observaciones
(1) Maíz (escasa MO)	MO consistente de estiércol de la UP (<1 ton ha <sup>-1</sup> ), aplicación de fertilizantes y herbicida. Prácticas intensas de laboreo.	En 2014 las arvenses fueron abundantes y con escaso control por el productor.
(2) Maíz (intermedia MO)	MO consistente de estiércol de Tizayuca (<5 ton ha <sup>-1</sup> ). No se aplican fertilizantes o herbicida. Prácticas intensas de laboreo.	Seis años previos de aplicaciones rotadas de MO por secciones de terreno. En 2014 se sembró veza en asociación con el maíz.
(3) Nopal (escasa MO)	MO consistente de estiércol de la UP (<1 ton ha <sup>-1</sup> ). Mínimo laboreo	Cortes continuos de nopal-verdura.
(4) Nopal (abundante MO)	MO consistente de estiércol de Tizayuca (10-15 ton ha <sup>-1</sup> ). Mínimo laboreo.	Seis años previos de aplicaciones de MO (>10 ton ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> ).
(5) Bosque pino-encino	Zona con vegetación leñosa dominante en Milpa Alta (pino-encino). Sin laboreo.	Abundante hojarasca en superficie.
(6) Suelo en descanso	Parcela con 5 años sin cultivar. Sin control de malezas. Mínimo laboreo.	Se observó cubierta por malezas en 2014.

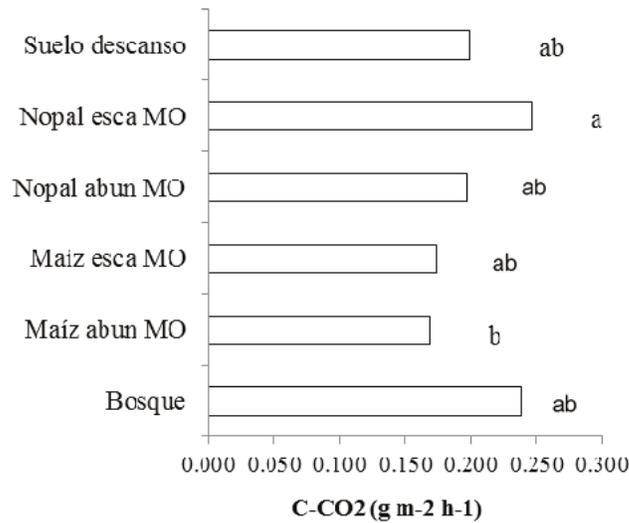
## Resultados y discusión

### *Efecto de los tratamientos en el flujo de CO<sub>2</sub>*

Los promedios de emisiones de C-CO<sub>2</sub> para los seis tratamientos aparecen en la Figura 1. El promedio para bosque de pino-encino fue el segundo más alto, superado por la parcela de Nopal con escasa aplicación de estiércol. Para los dos tratamientos de maíz se presentaron diferencias, siendo la parcela con aplicaciones escasas de MO la que tuvo un valor ligeramente superior respecto a la parcela que ha recibido mayores aportes de estiércol durante los seis años previos. El suelo en descanso, el cual se mantuvo con plantas arvenses durante casi todo el ciclo anual, presentó valores muy similares al maíz y al nopal con aplicaciones altas y continuas de materia orgánica en forma de estiércol (Figura 1).

El análisis de emisiones de C-CO<sub>2</sub> mostró en general que los cambios estacionales correspondieron a los esperados conforme al comportamiento del clima (temperatura y lluvia). Destaca que los sistemas de nopal y maíz tuvieron una tendencia similar, independientemente de si se aplicaron o no elevados

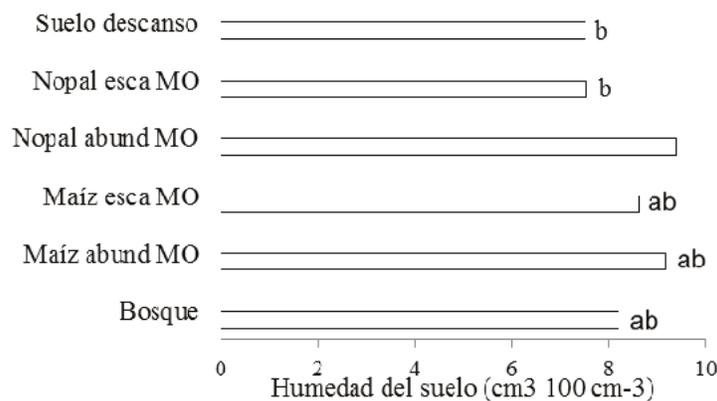
aportes orgánicos al suelo. Las tasas de emisiones de CO<sub>2</sub> en suelo desnudo fueron similares a los de los sistemas agrícolas bajo estudio. En nopal, dadas las distancias entre hileras, no se realiza labranza mecánica, a diferencia de lo que ocurre año con año en las parcelas bajo maíz.



**Figura 1.** Promedios de flujo de C-CO<sub>2</sub> para los seis tratamientos; 22 mediciones en cinco puntos por tratamiento. Las letras corresponden a los grupos homogéneos de medias (Tukey, P < 0.05) (n = 660).

### Humedad del suelo

Los promedios de humedad del suelo se muestran en la Figura 2.

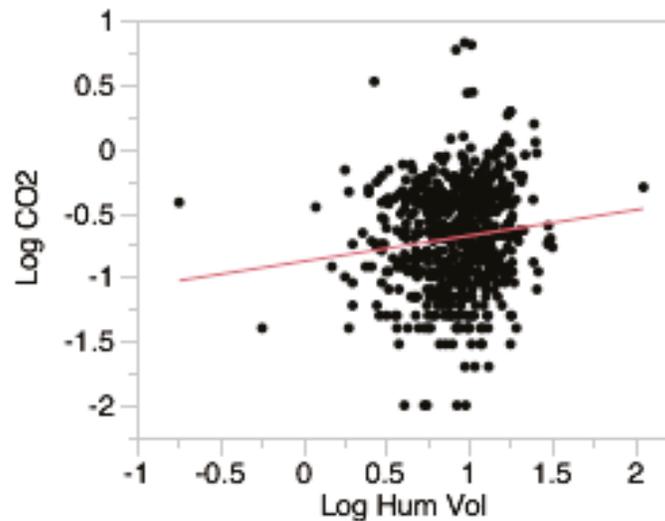


**Figura 2.** Promedios de humedad del suelo para los seis tratamientos; 22 mediciones en cinco puntos por tratamiento. Las letras corresponden a los grupos homogéneos de medias (Tukey, P < 0.05) (n = 660).

El tratamiento con el promedio más alto de humedad correspondió al nopal con aplicaciones altas de MO, mientras que los valores más bajos fueron los de nopal con escasa incorporación de MO y suelo en descanso. Tres tratamientos presentaron promedios intermedios: los dos tratamientos de maíz y el suelo del bosque. Estos datos confirman la función absorbente de los residuos aplicados al suelo.

### *Asociación entre flujo de CO<sub>2</sub> y humedad del suelo*

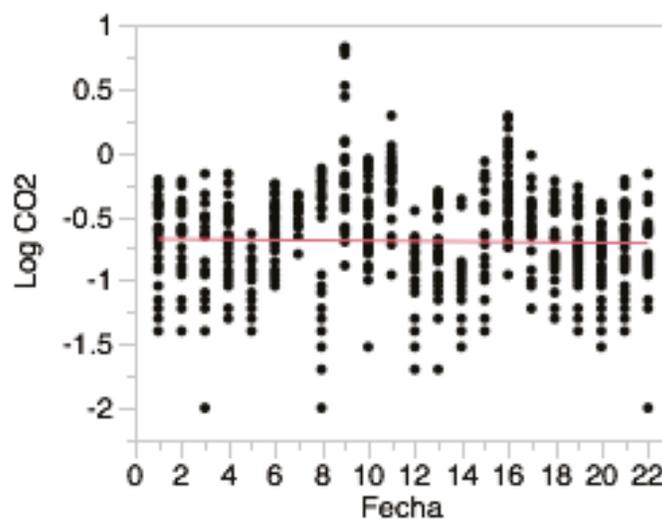
El análisis de regresión entre las variables humedad del suelo y emisiones de C-CO<sub>2</sub> no arrojó resultados de una asociación entre ambas variables. En la Figura 3 aparece la representación de la nube de datos así como la recta de ajuste. El coeficiente de correlación entre ambas variables fue de 0.014 ( $P > 0.05$ ).



**Figura 3.** Distribución de valores de humedad-flujo de CO<sub>2</sub> y curva de ajuste de la regresión.

### *Efecto de la fecha de muestreo en las emisiones de CO<sub>2</sub>*

La fecha de muestreo mostró un efecto significativo en los valores de emisiones de C-CO<sub>2</sub> ( $P < 0.01$ ). En la Figura 4 se muestran los valores de emisiones de acuerdo a cada fecha de muestreo. Entre las fechas 8 (20 de abril) y 16 (21 de septiembre) aparece una etapa con valores tendencialmente más altos de emisiones de CO<sub>2</sub>, lo cual coincide con la temporada del año con mayores temperaturas ambientales.

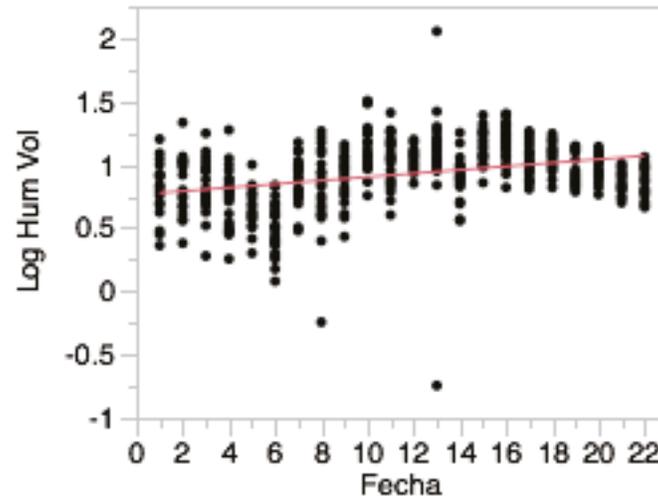


**Figura 4.** Distribución de los valores de flujo de C-CO<sub>2</sub> de acuerdo a las fechas de muestreo.

### Efecto de la fecha de muestreo en la humedad del suelo

Se encontraron diferencias significativas en la humedad del suelo debido al factor fecha de muestreo (no se presentan los grupos homogéneos).

La fecha de muestreo afectó significativamente la humedad en el suelo (no se muestran los grupos de promedios). En la Figura 5 se muestra la distribución de valores en la cual se aprecia una tendencia de mayor humedad del suelo en las fechas 10 y 11.



**Figura 5.** Distribución de los valores de humedad del suelo de acuerdo a las fechas de muestreo.

### Discusión

El presente trabajo aporta información sobre la magnitud y estacionalidad de los flujos de emisiones de C-CO<sub>2</sub> en seis tipos de manejo que se presentan en la zona de Suelo de Conservación del Distrito Federal. Los suelos bajo estudio presentan una muy baja concentración de arcilla en su fracción mineral inferior a 10 g 100 g<sup>-1</sup> (De León *et al.*, 2006), y por tanto una baja capacidad para retener C orgánico. Los aportes al suelo de materia orgánica generados en las propias unidades de la zona o provenientes de otras zonas donde se acumulan desechos en forma de estiércol, representan un beneficio de largo plazo para la fertilidad de dichos suelos, además de que se reciclan importantes cantidades de C orgánico generados por la actividad ganadera. Una limitante muy importante del presente trabajo fue que no se pudo medir la temperatura del suelo, la cual es la variable que explica en mayor medida la variabilidad de los cambios en los flujos de C-CO<sub>2</sub> gaseoso en el suelo (Iqbal *et al.*, 2008).

En general la dimensión de los valores medidos en el presente trabajo son similares pero ligeramente menores a los reportados para un clima análogo y ligeramente más cálido en el centro de México (Texcoco, Estado de México; Fuentes-Ponce *et al.*, 2012), en suelo con un contenido de arcilla mayor a 30%. Sin embargo, comparados los resultados del presente trabajo con las mediciones de diferentes sistemas de manejo agrícola para suelos tropicales en China (Iqbal *et al.*, 2008) los valores de este estudio son de un orden de magnitud hasta 10 veces inferior, lo que indica que la temperatura es el factor determinante en la dimensión de los flujos de C-CO<sub>2</sub> y de los demás gases de efecto invernadero. Los resultados obtenidos en la campaña de 22 mediciones de emisiones de CO<sub>2</sub> en el año de 2014 indicaron la existencia de diferencias debidas al sistema de manejo. Si se toman como referencia los valores obtenidos en el suelo con vegetación de especies leñosas (*Pinus*, *Quercus*), en

los cuales prevalece una microbiota activa y bien adaptada a las condiciones ambientales, se hubiera esperado que las parcelas de maíz y de nopal que han recibido aportes muy altos de estiércol en los últimos siete años mostraran concentraciones de  $\text{CO}_2$  emitido desde el suelo superiores a las existentes en el suelo con bosque. Sin embargo lo que se encontró fue que los promedios de emisiones fueron más altos incluso en las condiciones de aplicaciones escasas de estiércol. Este resultado puede explicarse por las diferencias en la intensidad de la labranza que reciben las parcelas por el productor. El suelo en descanso mostró valores intermedios, entre los encontrados en el bosque y los correspondientes a maíz, en donde se presenta el laboreo más intenso. Es probable que los tratamientos con menores alteraciones mecánicas del suelo debidas al laboreo (los dos tratamientos de nopal, y el suelo en descanso, Cuadro 1), presentan los valores más altos de emisiones (Figura 1) debido a una mayor conservación de la comunidad microbiana activa en el suelo, la cual es sensible a la intensidad del laboreo mecánico. Los datos de la concentración de C orgánico en cada una de las parcelas servirá para analizar con mayor detalle esta hipótesis.

## Conclusiones

Los valores promedio de emisiones de  $\text{CO}_2$  para los seis tratamientos bajo estudio mostraron diferencias significativas. Los dos tratamientos que mostraron promedios de  $\text{C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  ligeramente más altos fueron el nopal con aplicaciones escasas de estiércol (0.24 g) y el suelo de bosque (0.23 g). No se observó una asociación entre las emisiones de  $\text{CO}_2$  y la humedad del suelo.

La fecha de muestreo, asociada a la temperatura ambiental (aire y suelo) si afectó las emisiones de  $\text{CO}_2$ , con una tendencia de flujos más elevados en la temporada de mayores temperaturas mensuales (mayo, junio y julio).

Se encontró un patrón de bajas emisiones en los dos períodos secos del año (al inicio y al final del año), mientras que durante la época de mayor humedad del suelo (seis meses del año) mostró una tendencia de incremento en el flujo medido de  $\text{CO}_2$ .

## Bibliografía

- CONAFOR. 2010. Servicios Ambientales y Mitigación del Cambio Climático, Avances 2010. Coordinación General de Producción y Productividad. Comisión Nacional Forestal, México.
- De León G. F., T. E. Celada, C. Hidalgo, B. J. Etchevers, C. M. C. Gutiérrez. M. A. Flores. 2006. Root soil adhesion as affected by crop species in a volcanic sandy soil in México. *Soil and Tillage Research* 90:77-83.
- Fuentes-Ponce M., C. Hidalgo, B. J. Etchevers, B. Govaerts, F. De León-González, A. Guerrero, L. Dendooven. 2012. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil  $\text{CO}_2$  emissions. *Plant and Soil* 355:183-197.
- Iqbal J., H. Ronggui, D. Lijun, L. Lan, L. Shan, C. Tao, R. Leilei. 2008. Differences in soil  $\text{CO}_2$  flux between different land use types in mid-subtropical China. *Soil Biology and Biochemistry* 40:2324-2333.
- Perevochtchikova M., A. Vázquez. 2010. Impacto del programa de pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) en Suelo de Conservación del D.F., México. Centro de Estudios Demográficos Urbanos y Ambientales, El Colegio de México.
- Vela Correa G., J. López, M. L. Rodríguez. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones Geográficas* 77:18-30.



ISBN: 978-607-96490-3-6



9 786079 649036

