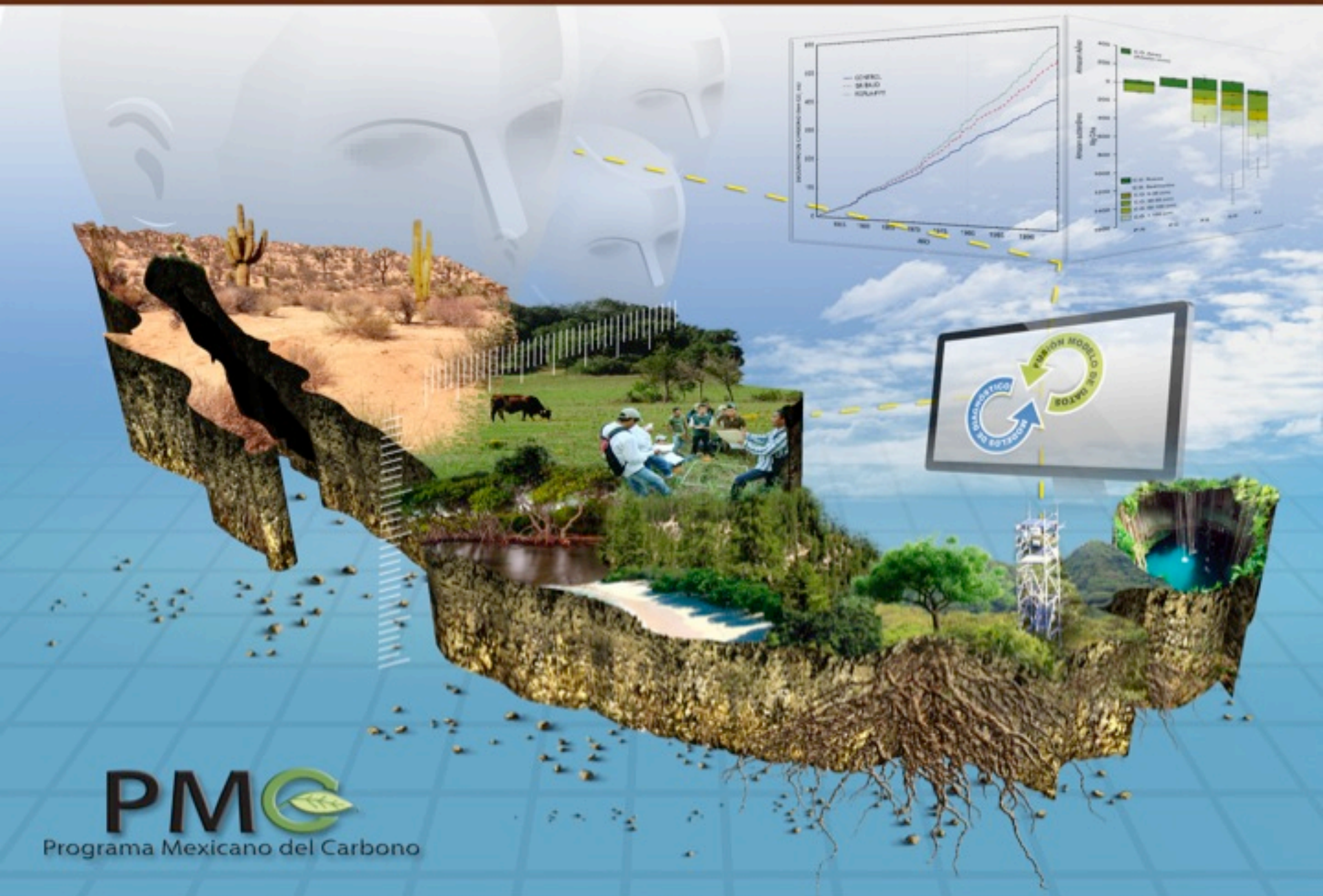


TERRA

Latinoamericana



PM
Programa Mexicano del Carbono



Órgano Oficial de Divulgación de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo

Enero • Marzo de 2016 • Volumen 34 • Número 1 ISSN 2935-8030

TERRA LATINOAMERICANA

ENERO - MARZO DE 2016 · VOLUMEN 34 · NÚMERO 1

<http://www.terralatinoamericana.org.mx>

<http://www.chapingo.mx/terra/>

terra.latin@gmail.com

Terra Latinoamericana es una publicación trimestral de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. y tiene como finalidad difundir la investigación edafológica generada en el ámbito latinoamericano.

Terra Latinoamericana está incluida en la Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal (REDALyC).

Terra Latinoamericana está indizada en AGRIS (FAO), AGRICOLA (USDA), CAB ABSTRACTS y PERIODICA.

TERRA LATINOAMERICANA

COMITÉ EDITORIAL

EDITORIA	Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco
COEDITOR	Dr. David Espinosa Victoria Colegio de Postgraduados Campus Montecillo
EDITORES ASOCIADOS Programa Mexicano del Carbono	Dra. Alma S. Velázquez Rodríguez Universidad Autónoma del Estado de México Dr. Felipe García Oliva Universidad Nacional Autónoma de México
EDITORES ADJUNTOS	Dr. Jorge D. Etchevers Barra Colegio de Postgraduados Dr. Manuel Sandoval Villa Colegio de Postgraduados Dra. Claudia Hidalgo Moreno Colegio de Postgraduados Dr. Fernando De León González Universidad Autónoma Metropolitana Dra. Norma E. García Calderón Universidad Nacional Autónoma de México Dr. David Cristóbal Acevedo Universidad Autónoma Chapingo Dra. Elizabeth Hernández Acosta Universidad Autónoma Chapingo
EDITORIA DE ESTILO EN INGLÉS	Diane Fumiko Miyoshi Udo
EDITORIA DE FORMATO	Rosa María López Atilano

EQUIPO EDITORIAL ADMINISTRATIVO
Eva Geraldina Vázquez Martínez

WEBMASTER Lic. Christopher Escalera de la Rosa
Fotografía Portada Programa Mexicano del Carbono

EDITORES ASOCIADOS NACIONALES

Dr. Antonio Turrent Fernández
Dr. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Javier Z. Castellanos Ramos
Dr. Juan José Peña Cabriales
Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Oscar L. Palacios Vélez
Dr. Ronald Ferrera Cerrato

EDITORES ASOCIADOS INTERNACIONALES

Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. Bernardo Van Raij	Brasil
Dr. Christian Prat	Francia
Dr. Daniel Buschiazzo E.	Argentina
Dr. Donald L. Suarez	EE. UU.
Dr. Eric S. Jensen	Dinamarca
Dr. Fernando Santibañez Q.	Chile
Dra. Floria Bertsch Hernández	Costa Rica
Dr. Hari Eswaran	EE. UU.
Dr. Héctor J. M. Morrás	Argentina
Dr. Jorge A. Delgado	EE. UU.
Dr. José Aguilar Ruiz	España
Dr. José M. Hernández Moreno	España
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	España
Dr. Karl Stahr	Alemania
Dr. Narciso Pastor Saez	España
Dr. Rafael Villegas Delgado	Cuba
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria

TERRA LATINOAMERICANA

EDITORIAL COMMITTEE

EDITOR	Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco
COEDITOR	Dr. David Espinosa Victoria Colegio de Postgraduados Campus Montecillo
ASSOCIATE EDITORS Programa Mexicano del Carbono	Dra. Alma S. Velázquez Rodríguez Universidad Autónoma del Estado de México Dr. Felipe García Oliva Universidad Nacional Autónoma de México
ASSOCIATE EDITORS	Dr. Jorge D. Etchevers Barra Colegio de Postgraduados Dr. Manuel Sandoval Villa Colegio de Postgraduados Dra. Claudia Hidalgo Moreno Colegio de Postgraduados Dr. Fernando De León González Universidad Autónoma Metropolitana Dra. Norma E. García Calderón Universidad Nacional Autónoma de México Dr. David Cristóbal Acevedo Universidad Autónoma Chapingo Dra. Elizabeth Hernández Acosta Universidad Autónoma Chapingo
ENGLISH EDITOR	Diane Fumiko Miyoshi Udo
FORMAT EDITOR	Rosa María López Atilano
EDITORIAL STAFF	Eva Geraldina Vázquez Martínez
WEBMASTER	Lic. Cristopher Escalera de la Rosa
Cover Photograph	Programa Mexicano del Carbono

NATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. Antonio Turrent Fernández
Dr. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Javier Z. Castellanos Ramos
Dr. Juan José Peña Cabriales
Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Oscar L. Palacios Vélez
Dr. Ronald Ferrera Cerrato

INTERNATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. Bernardo Van Raij	Brasil
Dr. Christian Prat	Francia
Dr. Daniel Buschiazio E.	Argentina
Dr. Donald L. Suarez	USA
Dr. Eric S. Jensen	Dinamarca
Dr. Fernando Santibañez Quezada	Chile
Dra. Floria Bertsch Hernández	Costa Rica
Dr. Hari Eswaran	USA
Dr. Héctor J. M. Morrás	Argentina
Dr. Jorge A. Delgado	USA
Dr. José Aguilar Ruiz	España
Dr. José M. Hernández Moreno	España
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	España
Dr. Karl Stahr	Alemania
Dr. Narciso Pastor Saez	España
Dr. Rafael Villegas Delgado	Cuba
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria

TERRA LATINOAMERICANA

SOCIEDAD MEXICANA DE LA CIENCIA DEL SUELO A. C.

MESA DIRECTIVA 2016-2018

Presidente	Dr. Enrique Troyo Diéguez
Vicepresidente	Dr. Juan Pedro Flores Margez
Secretario General	Dr. Félix Alfredo Beltrán Morales
Tesorera	Dra. Norma Eugenia García Calderón
Secretario de Relaciones Públicas	Dr. Juan Manuel Covarrubias Ramírez
Secretario Técnico	Dr. Juan Manuel Cortés Jiménez
Secretario de Eventos Nacionales e Internacionales	M.C. Baltazar Corral Díaz
Coordinador de Comité de Apoyo	Dra. Catarina Loredo Osti
Primer Vocal	Dr. Armando Guerrero Peña
Segundo Vocal	Dra. Claudia Isabel Hidalgo Moreno

TERRA LATINOAMERICANA

Órgano Científico de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A. C.
Enero - Marzo de 2016 · Volumen 34 · Número 1
ISSN ELECTRÓNICO 2395-8030

Los artículos publicados son responsabilidad absoluta de los autores. Se autoriza la reproducción parcial o total de esta revista, citándola como fuente de información. Las contribuciones a esta revista deben enviarse en versión electrónica conforme a las Normas para Publicación en la Revista TERRA LATINOAMERICANA a:

Editor de la Revista TERRA LATINOAMERICANA. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A. C.
Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, estado de México, México.

Oficina: Edificio del Departamento de Suelos
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, estado de México.

Teléfono y fax: 01 (595) 95 2 17 21
e-mail: terra.latin@gmail.com

TERRA LATINOAMERICANA

MEXICAN SOCIETY OF SOIL SCIENCE

BOARD

President	Dr. Enrique Troyo Diéguez
Vicepresident	Dr. Juan Pedro Flores Margez
Secretary	Dr. Félix Alfredo Beltrán Morales
Treasurer	Dra. Norma Eugenia García Calderón
Public Relations	Dr. Juan Manuel Covarrubias Ramírez
Technical Adviser	Dr. Juan Manuel Cortés Jiménez
National and International Events	M.C. Baltazar Corral Díaz
Coordinator Support Committee	Dra. Catarina Loredo Osti
Voters	Dr. Armando Guerrero Peña Dra. Claudia Isabel Hidalgo Moreno

TERRA LATINOAMERICANA

Scientific publication of the Mexican Society of Soil Science

January - March, 2016 · Volume 34 · Number 1

ISSN 2395-8030 (Online)

The authors take full responsibility for the articles published. Partial or total reproduction of the content of this journal is authorized, as long as this publication is cited as the information source. When submitting articles to this journal an electronic version must be sent to:

Editor de la Revista TERRA LATINOAMERICANA, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, estado de México, México.

Office address: Soils Department building
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, estado de México.

Telephone - fax: +52 (595) 952 17 21

e-mail: terra.latin@gmail.com

EDITORIAL

El Carbono en los Suelos de México

La revista Terra Latinoamericana y el Programa Mexicano del Carbono presentan en forma conjunta el primer número sobre el papel de los suelos mexicanos en ciclo del carbono, en conmemoración del Año Internacional del Suelo. El objetivo de esta colaboración es permitir el acceso a los lectores, trabajos que abordan distintos aspectos del carbono edáfico y su relación con el ambiente y la sociedad, publicados en dos números de la revista Terra Latinoamericana. El presente número está conformado por tres secciones: i) diagnóstico y caracterización del conocimiento del carbono edáfico en los principales ecosistemas mexicanos; ii) análisis de estrategias de manejo sobre las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del suelo; y iii) análisis socio-ambiental de la dinámica del carbono del suelo para el diseño de políticas públicas. En la primera sección se incluyen cuatro artículos que muestran un diagnóstico sobre lo que se conoce de la dinámica del carbono en el suelo, con un análisis de cuáles son los principales factores que controlan su dinámica en cada uno de los principales ecosistemas mexicanos. El primero de ellos describe los 23 tipos de suelo que soportan los amenazados bosques de clima templado, cuya heterogeneidad orográfica y diversidad vegetal, son responsables de su diferente capacidad de almacenamiento de carbono; así mismo, menciona que se le ha dado más énfasis al estudio del carbono en la biomasa aérea y por tanto es necesario profundizar en el conocimiento del carbono edáfico. En el segundo se detalla la intrínseca relación entre la acelerada dinámica del carbono en los suelos de climas tropicales y la cantidad de precipitación pluvial, lo que los convierte en ecosistemas de notoria fragilidad. En el tercero se presenta la información que existe sobre los ecosistemas de zonas áridas y semiáridas, en los que el suelo constituye el principal almacén de carbono y, en los que además, la productividad neta del sistema depende tanto de la variabilidad hídrica, como de la radiación solar y la temperatura, lo que los hace altamente susceptibles al cambio de uso, por lo que la conservación de las islas de fertilidad y el estudio de las biocostras, resulta primordial. El cuarto artículo abarca la dinámica del carbono en los exuberantes, pero fuertemente amenazados, ecosistemas de manglar, cuya cobertura en México los sitúa en cuarto lugar a nivel mundial; los suelos de manglar tienen un papel preponderante como almacenes de carbono orgánico y como exportadores importantes de carbono orgánico disuelto y particulado.

En la segunda sección se presentan tres artículos que destacan la importancia de la implementación de prácticas de manejo para minimizar la emisión de gases de efecto invernadero durante el cambio de uso del suelo en sistemas agrícolas y ganaderos. El primero de ellos presenta un modelo que permite simular y evaluar diferentes estrategias de manejo para incrementar el secuestro de carbono en los suelos y, al mismo tiempo, reducir las emisiones de metano en sistemas ganaderos extensivos, en agostaderos de zonas semiáridas, calibrado especialmente para las condiciones de México. El segundo trabajo es una recopilación de los datos disponibles sobre las fuentes de emisión de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas, siendo las más importantes las de metano y óxido nitroso; del análisis de dicha información, destaca el hecho de que en México, la agricultura constituye la tercera causa de generación de emisiones de gases de efecto invernadero, con un 12% del total y que la mayor parte de éstas, corresponde a la fermentación entérica, el manejo del estiércol y el uso de fertilizantes. En el tercer artículo se analizó cómo la dinámica de cambio de uso del suelo afecta los contenidos del carbono edáfico, mediante modelos de estados y transiciones para el estado de Chiapas, lo que permitió plantear posibles actividades de política pública benéficas tanto ambiental, como socioeconómicamente.

La tercera sección presenta cuatro trabajos que denotan la importancia de incluir información con un sólido sustento científico como base de las políticas públicas. En el primero, después de un extenso análisis sobre el efecto de las prácticas de manejo en la conservación del carbono en suelos agrícolas, se llega a la conclusión de que los instrumentos de política pública son aún insuficientes, lo que ha limitado la implementación de nuevas prácticas de manejo de los suelos, por lo que es importante diseñar políticas públicas que reconozcan las funciones del suelo como proveedor de numerosos servicios ecosistémicos e incentivar los programas para su conservación. En el tercero se analiza la influencia del programa de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+) en la gestión ambiental en México, mediante el uso de datos sobre gobernanza multinivel y gestión de carbono a nivel de

paisaje, así mismo, se ilustra la transición entre gobierno y gobernanza y se exponen los retos a vencer y el potencial de innovación de México ante los nuevos escenarios creados por el cambio climático global, resaltando la necesidad de una gobernanza forestal que haga posible la gestión de los suelos. El cuarto trabajo constituye una exposición novedosa sobre la influencia de la perspectiva de género en los programas de conservación y manejo de los suelos y su evolución en el tiempo; se pone de manifiesto la poca efectividad de las estrategias gubernamentales ante el cambio climático, como la reducción de emisiones por deforestación y degradación, a causa de la inexistente reconocimiento de la mujer como propietaria de la tierra; de acuerdo con el estudio, la perspectiva de género es políticamente correcta, pero escasamente implementada en México. Finalmente, se presenta una investigación exhaustiva sobre el marco jurídico-legal que rige los servicios ambientales en México, los ordenamientos jurídicos y territoriales que soportan los instrumentos de gestión y política pública y, se hace una propuesta para el desarrollo de un marco legal capaz de conservar de manera efectiva los recursos naturales y garantizar una adecuada gestión de los servicios ambientales asociados al suelo.

Las conclusiones generales que surgen de estos trabajos son: i) que existe una necesidad imperiosa de estandarizar las metodologías de estudio del carbono orgánico en los suelos, para que exista una interoperabilidad de los estudios locales, regionales y nacionales; ii) que existen numerosos vacíos y sesgos en las investigaciones sobre suelos, por lo que es importante tomar en cuenta esas áreas de oportunidad y fomentar el desarrollo de investigación enfocada a la satisfacción de las carencias; y iii) que las políticas públicas deben sustentarse en conocimiento científicamente sólido. Es importante destacar, que el análisis de literatura en todos los trabajos, destacó que mucha información relevante se encuentra aún sin publicar, principalmente tesis, por lo que es necesario crear estrategias que permitan aprovechar al máximo el conocimiento que se encuentra contenido en dichos documentos. De todo lo anterior, es claro que el suelo es un componente crítico en el ciclo del carbono, por lo que su importancia se debe de reconocer para una buena gestión del carbono, ya que tiene repercusiones a escalas globales.

Los Editores del PMC

Alma S. Velázquez Rodríguez

Facultad de Ciencias, UAEM

Felipe García Oliva

Instituto de Investigación en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

TERRA

LATINOAMERICANA

ENERO – MARZO DE 2016 • VOLUMEN 34 • NÚMERO 1
JANUARY – MARCH, 2016 • VOLUME 34 • NUMBER 1

I. Diagnóstico y Caracterización del Conocimiento del Carbono Edáfico en los Principales Ecosistemas Mexicanos

1 Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México.
Stocks and dynamics of soil organic carbon in temperate forests of Mexico.
Leopoldo Galicia, Ana María Gamboa Cáceres, Silke Cram, Bruno Chávez Vergara, Víctor Peña Ramírez, Vinisa Saynes y Christina Siebe

31 Almacenes y dinámica del carbono orgánico en ecosistemas forestales tropicales de México.
Stocks and dynamics of organic carbon in tropical forest ecosystems of Mexico.
Julio Campo, Felipe García Oliva, Armando Navarrete Segueda y Christina Siebe

39 Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas.
Carbon stocks and fluxes in arid and semiarid ecosystems of Mexico: Synthesis and prospects.
Noé Manuel Montaña, Fernando Ayala, Stephen H. Bullock, Oscar Briones, Felipe García-Oliva, Rosalva García-Sánchez, Yolanda Maya, Yareni Perroni, Christina Siebe, Yunuen Tapia-Torres, Enrique Troyo y Enrico Yépez

61 Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México.
Carbon dynamics (stocks and fluxes) in mangroves of Mexico.
Jorge A. Herrera-Silveira, Andrea Camacho Rico, Eunice Pech, Mónica Pech, Javier Ramírez-Ramírez y Claudia Teutli-Hernández

II. Análisis de estrategias de manejo sobre las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del suelo

73 Strategies to reducing GHG emissions in semi-arid rangelands of Mexico.
Estrategias para reducir las emisiones de GEI en agostaderos semiáridos de México.
Heriberto Díaz Solís, W. E. Grant, M. M. Kothmann, W. R. Teague, Fernando Paz Pellat, and Martín Bolaños González

TERRA

LATINOAMERICANA

- 83 Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México.
Greenhouse gas emissions in agricultural systems in Mexico.
Vinisa Saynes Santillán, Jorge D. Etchevers Barra, Fernando Paz Pellat y Leonardo O. Alvarado Cárdenas
- 97 Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones.
Soil carbon in Chiapas: Emissions mitigation public policies approaches.
Sara Covaleda, Fernando Paz y Alejandro Ranero

III. Análisis socio-ambiental de la dinámica del carbono del suelo para el diseño de políticas públicas

- 113 Bosques y suelos en el contexto de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México.
Forests and soils in the context of REDD+: Between government and governance in Mexico.
Antoine Libert Amico y Tim Trench
- 125 Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas.
Organic carbon in agricultural soils of Mexico: Research and public policy.
Helena Cotler, Mario Martínez y Jorge D. Etchevers
- 139 Género, cambio climático y REDD+: Experiencias en el tiempo.
Gender, climate change and REDD+: Experiences in time.
María del Rosario Ayala Carrillo, Verónica Gutiérrez Villalpando y Emma Zapata Martelo
- 155 Servicios ambientales: Elementos para el desarrollo de un marco jurídico.
Environmental services: Elements for developing a legal framework.
María Elena Mesta Fernández

ALMACÉN Y DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO

Stocks and Dynamics of Soil Organic Carbon in Temperate Forests of Mexico

Leopoldo Galicia^{1‡}, Ana María Gamboa Cáceres¹, Silke Cram¹, Bruno Chávez Vergara²,
Víctor Peña Ramírez², Vinisa Saynes³ y Christina Siebe²

¹ Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria. 04510 México, D. F.

[‡] Autor de correspondencia (lgalicia@igg.unam.mx).

² Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación Científica, Copilco Universidad, Coyoacán. 04360 Mexico, D. F.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México, México.

RESUMEN

Los bosques templados se establecen sobre diversos tipos de suelo, sin embargo la información sobre las características físicas, químicas y biológicas de estos suelos y su influencia en el ciclo del carbono es escasa. El objetivo de la presente revisión fue conocer el almacenamiento de carbono en suelos cubiertos por bosques templados. Estos bosques se distribuyen sobre 23 tipos de suelo, principalmente Leptosoles, Regosoles, Luvisoles, Phaeozems, Cambisoles, Umbrisoles y Andosoles formados a partir de materiales volcánicos en el centro del país, sedimentarios en la Sierra Madre Oriental y una variedad amplia de sustratos en la Sierra Madre Occidental. La información sobre el potencial de captura de carbono en los bosques templados está sesgada a la biomasa aérea; y existe menos información sobre los almacenes de carbono edáficos y un escaso entendimiento de los procesos de su estabilización. El almacenamiento de carbono del suelo varió con el tipo de suelo, la composición de especies y el relieve. Los Andosoles, a pesar de su escasa abundancia, son los suelos con la mayor capacidad de almacenar carbono debido a sus características mineralógicas. Los cambios en el carbono orgánico del suelo y los flujos de carbono en los bosques templados en México son el resultado de cambios locales, generados por las actividades humanas como el cambio de uso, el manejo forestal, los incendios, la regeneración y la sustitución de especies. El cambio de uso de suelo es uno de los principales factores que explican los flujos de carbono en estos ecosistemas, sin embargo, aún no existe evidencia clara de que sea en sentido negativo. Esta revisión resume la información existente y propone investigaciones futuras que permitan conocer mejor

los procesos de estabilización de la material orgánica en los suelos de bosques templados.

Palabras clave: andosoles; encinos; materia orgánica del suelo; pino; relación planta-suelo.

SUMMARY

Temperate forests are distributed on several soil types; however information on the physical, chemical and biological properties of these soils and their influence on the carbon cycle are scarce. The objective of this review was to determine the soil carbon stocks in soils covered by temperate forests. These forests are distributed over 23 types of soil, mainly Leptosols, Regosols, Luvisols, Phaeozems, Cambisols, Umbrisols and Andosols formed from volcanic materials in Central Mexico, sedimentary rocks in the Sierra Madre Oriental and a wide variety of substrates in the Sierra Madre Occidental. Information on the potential for soil carbon sequestration in temperate forests is skewed to the aboveground biomass; and there is less information on soil carbon stocks and little understanding of the stabilization processes. The soil carbon storage varied with soil type, species composition and relief. Andosols, despite their low abundance, are the soils with the greatest capacity to store carbon due to their mineralogical characteristics. Soil organic carbon and carbon flux changes in temperate forests in Mexico are a result of human activities such land use change, forest management, fires, regeneration and replacement of species. The land use change is one of the main factors behind the carbon flux in these ecosystems; however, there is still no clear evidence that it is negative. In this review, existing information was synthesized to

Como citar este artículo:

Galicia, L., A. M. Gamboa Cáceres, S. Cram, B. Chávez Vergara, V. Peña Ramírez, V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34: 1-29.

Recibido: agosto de 2015. Aceptado: noviembre de 2015.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 1-29.

propose future research to improve our understanding of the stabilization processes of soil organic carbon of temperate forests.

Index words: *Andosols; oak; soil organic matter; pine; plant-soil relationship.*

INTRODUCCIÓN

El carbono (C) de los bosques del mundo ha sido estimado en 861 Pg de ($1 \text{ Pg} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$), de los cuales, 383 Pg se encuentran en el suelo (44%), 363 Pg en la biomasa aérea (42%), 73 Pg en la madera muerta (8%) y 43 Pg se encuentran en el mantillo (5%) (Pan *et al.*, 2011). Esto sugiere que aproximadamente la mitad del C de los ecosistemas forestales se encuentra en el piso forestal y en el suelo, este valor varía con el tipo de bioma. Pan *et al.* (2011) estimaron que los bosques tropicales almacenan el 32% de C en el suelo, mientras que los bosques templados y boreales almacenan en el suelo alrededor del 60% del C. A nivel global los bosques templados ocupan $1 \times 10^7 \text{ km}^2$, lo cual representa 25% del área forestal, el 8% de la superficie continental y 13.7% de la productividad primaria neta mundial; el C almacenado en estos bosques se estima en 175 Pg en la biomasa aérea; y 262 Pg en el suelo (Haine *et al.*, 2003). Estos inventarios de C en los bosques templados a nivel mundial indican que tanto la parte aérea (vegetación) como la parte subterránea (suelos) de los ecosistemas juegan un rol fundamental en el ciclo global del C en función de la magnitud del C capturado y almacenado. Sin embargo, los bosques templados de México han recibido poca atención en las revisiones teóricas y los modelos globales del ciclo de C y en las proyecciones de la mitigación al cambio climático a nivel regional y mundial (Richardson *et al.*, 2007; Gómez-Díaz *et al.*, 2011).

En la superficie terrestre, el suelo es el principal reservorio de C; el cual contiene entre 1500 y 2000 Pg (Janzen, 2004), siendo el elemento más abundante en la materia orgánica del suelo (MOS, 45-55%). Está última se reconoce ampliamente como un componente determinante de la calidad del suelo debido a que cumple funciones críticas como fuente y almacén de nutrientes, además de participar en la estabilización de la estructura del suelo y el almacenamiento de agua (Karlen y Andrews, 2000). La materia MOS es un compartimiento heterogéneo con características

químicas muy complejas. Las actividades humanas relacionadas al uso de la tierra y cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS) se impactan en la cantidad y calidad de fracciones lábiles (biomasa microbiana y materia orgánica particulada) y estables (bioquímica o físicamente protegida) de la MOS, pero es en las primeras que el cambio es más pronunciado y rápido (Haynes, 2005). Debido a su importancia funcional (estabilización de agregados, disponibilidad de nutrientes) se han propuesto como indicadores potenciales de los cambios a corto plazo derivados del UTCUTS y en general como herramientas clave en el monitoreo de cambios en la calidad del suelo (Haynes, 2005). Teóricamente la MOS se ha subdividido en tres almacenes con base en la cinética de su descomposición y su tiempo de residencia en los suelos: activo (<1-10 años), intermedio o lento (10-100 años) y pasivo (>100 años) (Wander, 2004). Sollins *et al.* (1996) plantean que la descomposición de la MOS depende de tres factores, 1) la recalcitrancia de las moléculas; 2) las interacciones entre los componentes orgánicos e inorgánicos; y 3) la accesibilidad de los microorganismos a la MOS. Las fracciones de la MOS (biológicas, químicas y físicas) son utilizadas para caracterizar y estimar los diferentes almacenes (Figura 1) (Wander, 2004). Por ejemplo, las fracciones que permiten predecir el almacén activo de la MOS están relacionadas con la actividad biológica y con fracciones no estabilizadas ni física ni químicamente (Six *et al.*, 2002; Wander, 2004; Figura 1), mientras que para predecir el almacén pasivo se requiere de los mecanismos de estabilización de la MOS en el suelo, lo cual es más complejo (Lützow *et al.*, 2008).

En el contexto del cambio climático global, el carbono orgánico del suelo (COS) ha recibido particular atención debido a que puede actuar como fuente de CO_2 o sumidero de C. El almacenamiento del COS depende de la interacción entre diversos factores (bióticos, abióticos y antrópicos). Se ha sugerido que en escalas de décadas a siglos, el UTCUTS es el principal factor que determina el almacenamiento del COS (Scott *et al.*, 2002). Actualmente se plantea que el UTCUTS es la segunda causa del incremento de CO_2 atmosférico luego de la quema de los combustibles fósiles, siendo responsable de alrededor del 25% de las emisiones de CO_2 a la atmósfera (Lal *et al.*, 2004). A escalas globales se ha estimado que las pérdidas anuales de COS derivadas del UTCUTS alcanzan

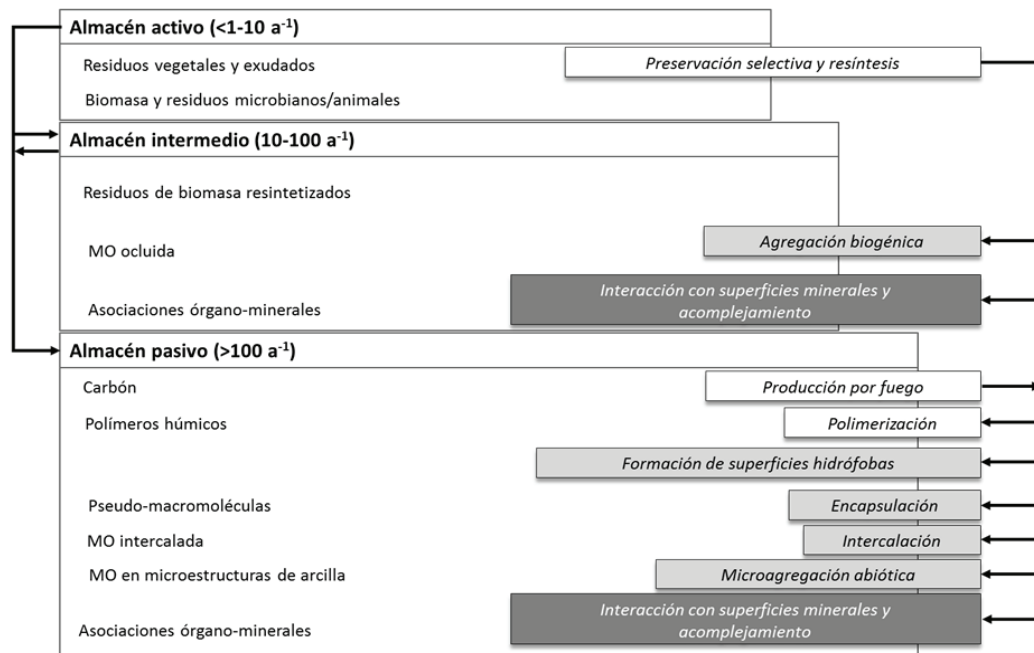


Figura 1. Modelo conceptual de estabilización de la materia orgánica del suelo. *Itálicas*: mecanismos; □ (sin relleno) = recalcitrancia primaria y secundaria, ■ = inaccesibilidad espacial, ■ = interacciones órgano-minerales. Modificado de Lützow *et al.* (2008).

2 Pg (Janzen, 2004). Sin embargo, el almacenamiento de C y las emisiones de CO₂ a la atmósfera dependen del tipo de suelo y ecosistema, entre otros factores; los cuales son heterogéneos en los bosques templados de México y han sido estudiados escasamente.

En México, el potencial de captura de C en la vegetación y los suelos de los bosques templados fue estimado en 200 y 327 Mg ha⁻¹ respectivamente (Monreal *et al.*, 2005), sin embargo, no existen estudios sobre el papel de los diferentes tipos de suelos como reservorio terrestre de carbono bajo los bosques templados mexicanos. Estos bosques albergan una alta diversidad biológica debido a la presencia de diferentes tipos de vegetación: (a) bosques de pino, (b) bosques de encino, (3) bosques mixtos de pino y encino y (d) bosque de *Abies* (Challenger, 1998; Rzedowski 1978). En México, los bosques de pino y encino son los ecosistemas más diversos; poseen aproximadamente 7000 especies, y representan aproximadamente el 25% de la flora fanerogámica del país (Challenger, 1998, Rzedowski, 1991). Estos bosques contienen alrededor de 46 especies de pinos, las cuales representan el 50% del total a nivel mundial; así como 161 especies de encinos, que también representan más del 50% del total a escala mundial (CONABIO, 2001).

Los bosques templados tienen el potencial de cubrir alrededor del 20% del territorio nacional (Challenger, 1998; Rzedowski, 1991); del cual alrededor del 5% estaría ocupado por bosques de encinos, 14% por bosques de pino-encino y 1% por otras coníferas (Figura 2) (Rzedowski, 1991). Históricamente, los bosques de pino y encino han sufrido una intensa disminución en su extensión y número de especies (Rzedowski, 1978; Challenger, 1998). La superficie cubierta por bosques de encinos, bosques mixtos y bosques de pino en el país alcanza alrededor del 17% del territorio (Palacio *et al.*, 2000), y tiene una tasa de deforestación anual promedio mayor al 0.5% (Maser *et al.*, 1997). Recientemente, se ha documentado que entre 1976 y 2011 se han perdido 940 267 ha de bosques templados, con una mayor tasa de cambio en los periodos 1976-1993 y 1993-2002 (SEMARNAT, 2014). Las estimaciones más recientes en el sector forestal indican que las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero (GEI) con base en el CO₂ son de $87 \times 10^6 (\pm 34.4)$ Mg año⁻¹, de las cuales el 74.2 % se emitieron por pérdida de biomasa, 5.6 % por el aprovechamiento de los bosques, 34.8% por pérdidas de C en suelos minerales, y una compensación de -14.8% correspondiente a captura de C en terrenos abandonados (de Jong *et al.*, 2010). En términos

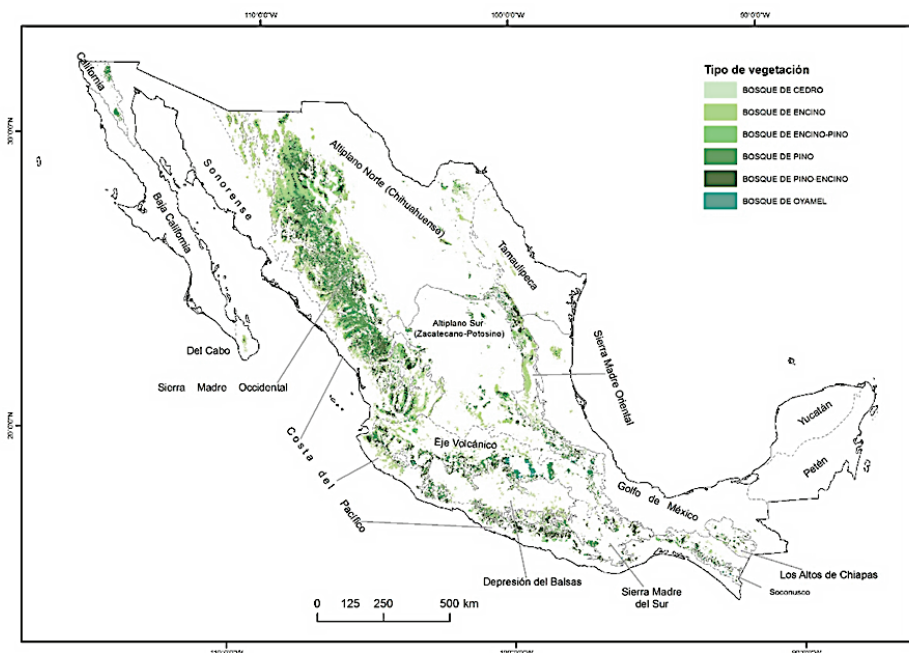


Figura 2. Distribución espacial de los bosques templados en México, por tipo de vegetación (Elaboración propia con base en datos vectoriales de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000, SERIE V (INEGI, 2013).

generales, alrededor del 10% de las emisiones de GEI son atribuibles a la deforestación provocada para abrir nuevas tierras al cultivo y por los aprovechamientos maderables. Debido a lo anterior, los bosques que sufren procesos de degradación o deforestación son considerados emisores netos de CO_2 a la atmósfera. De continuar el aumento de la concentración de los GEI en la atmósfera a las tasas actuales, se prevén serias alteraciones en los ecosistemas que pueden desencadenar grandes cambios sociales y económicos en el planeta.

El objetivo de la presente revisión fue evaluar el papel del suelo de los bosques templados en México como reservorio de carbono. Analizamos como la variación del grupo de referencia de suelo, el tipo de vegetación dominante y el manejo influyen en el almacenamiento de C edáfico, y sintetizamos la información existente sobre los flujos de C para comprender el papel de los bosques templados mexicanos en el ciclo de C a nivel regional y mundial. Al final del trabajo se presenta una reflexión sobre cuáles son las necesidades de información para determinar el efecto del cambio de uso del suelo sobre los almacenes en el suelo y los flujos de C en los bosques templados de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Revisión de Literatura

La síntesis de los tipos de suelos, el almacenamiento de COS y los flujos de C en los bosques templados México a nivel nacional se realizó a través del análisis de diversas fuentes de datos: publicaciones revisadas por pares, incluyendo revistas, libros y memorias de congresos, todo ello a nivel nacional o internacional. En esta extensa búsqueda de literatura se utilizaron bases de datos que son referenciales académicos, incluyendo Science Direct, Web of Knowledge y Scopus, al igual que las directrices para las revisiones sistemáticas propuestas por Pullin y Stewart (2006) y Davies y Pullin (2007). Una vez que todas las búsquedas se recopilaron, se sintetizó la información en forma de texto, cuadros y figuras sobre el ciclo de C en los bosques templados mexicanos.

Identificación de los Suelos bajo Cobertura de Bosques Templados

La cobertura vegetal de bosques templados a nivel nacional, se obtuvo del conjunto de datos vectoriales

de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000, Serie V (INEGI, 2013). Se consideraron los siguientes tipos de vegetación: bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de oyamel, bosque de pino y, bosque de pino encino. Una vez obtenida esta base cartográfica se realizó la sobre-posición con el tipo de suelo para cada polígono de vegetación; la base fue el conjunto de datos vectorial edafológico, Escala 1:250 000 Serie II (INEGI, 2007). Una vez realizada la sobre-posición se calcularon las áreas de cada uno de los polígonos resultantes. Con la información para cada uno de los polígonos del tipo de suelo asociado a cada uno de los tipos de vegetación considerados se realizó su sobre-posición con el conjunto de datos vectoriales geológicos Continuo Nacional. Escala 1:1 000 000 (INEGI, 2002); obtenidos los polígonos se calcularon las áreas de cada uno de ellos. Los procesos se realizaron en el programa ArcGis 10.2.2.

RESULTADOS

Tipos de Suelo en los Bosques Templados

Los bosques templados se distribuyen principalmente en siete grupos de referencia de la base referencial mundial del recurso suelo (WRB por sus siglas en inglés) (Figura 3): Leptosoles (7 208 049 ha), Regosoles (3 513 729 ha), Luvisoles (3 120 785 ha), Phaeozems (2 719 839 ha), Cambisoles (1 560 716 ha),

Umbrisoles (824 327 ha) y Andosoles (695 281 ha), y en menor proporción en otros grupos de referencia (Figura 4). Los suelos dominantes que sustentan a los bosques templados se caracterizan por ser someros, con un incipiente desarrollo, como son los Leptosoles y Regosoles, los cuales sostienen en forma conjunta al 58.6% del bosque templado (Figura 3). La diversidad de los suelos que soportan los bosques templados mexicanos contrasta con la reducida distribución de los suelos que soportan estos mismos bosques a nivel mundial, ya que 95% de los Molisoles y 76% de los Aridisoles soportan bosques templados de Norteamérica, Europa y Eurasia (Palm *et al.*, 2007). La Sierra Madre Occidental es la región que tiene la mayor diversidad de tipos de suelos, predominando los Cambisoles, Phaeozems y Regosoles, esto debido a su compleja historia geológica y biogeográfica, su topografía montañosa y su variedad de climas y microclimas. La conjunción particular de estos factores formadores da lugar a una alta diversidad de suelos en esta provincia fisiográfica (Cotler, 2007, Figura 3). En la Faja Volcánica Transmexicana dominan los Andosoles y los Luvisoles, en la Sierra Madre el Sur y los Altos de Chiapas se distribuyen los Cambisoles y Luvisoles; mientras que en la Sierra Madre Oriental dominan los Leptosoles y en menos proporción los Phaeozems, a excepción de los bosques de oyamel que se distribuyen principalmente sobre Andosoles (Figura 3). Por otro lado, los suelos se desarrollan en diferentes tipos

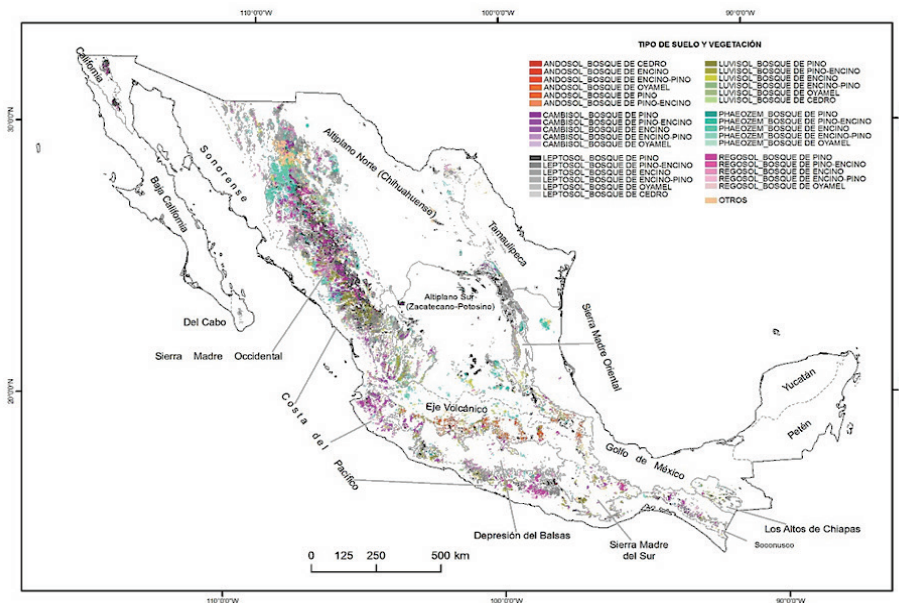


Figura 3. Distribución espacial de los tipos de suelo en los bosques templados de México.

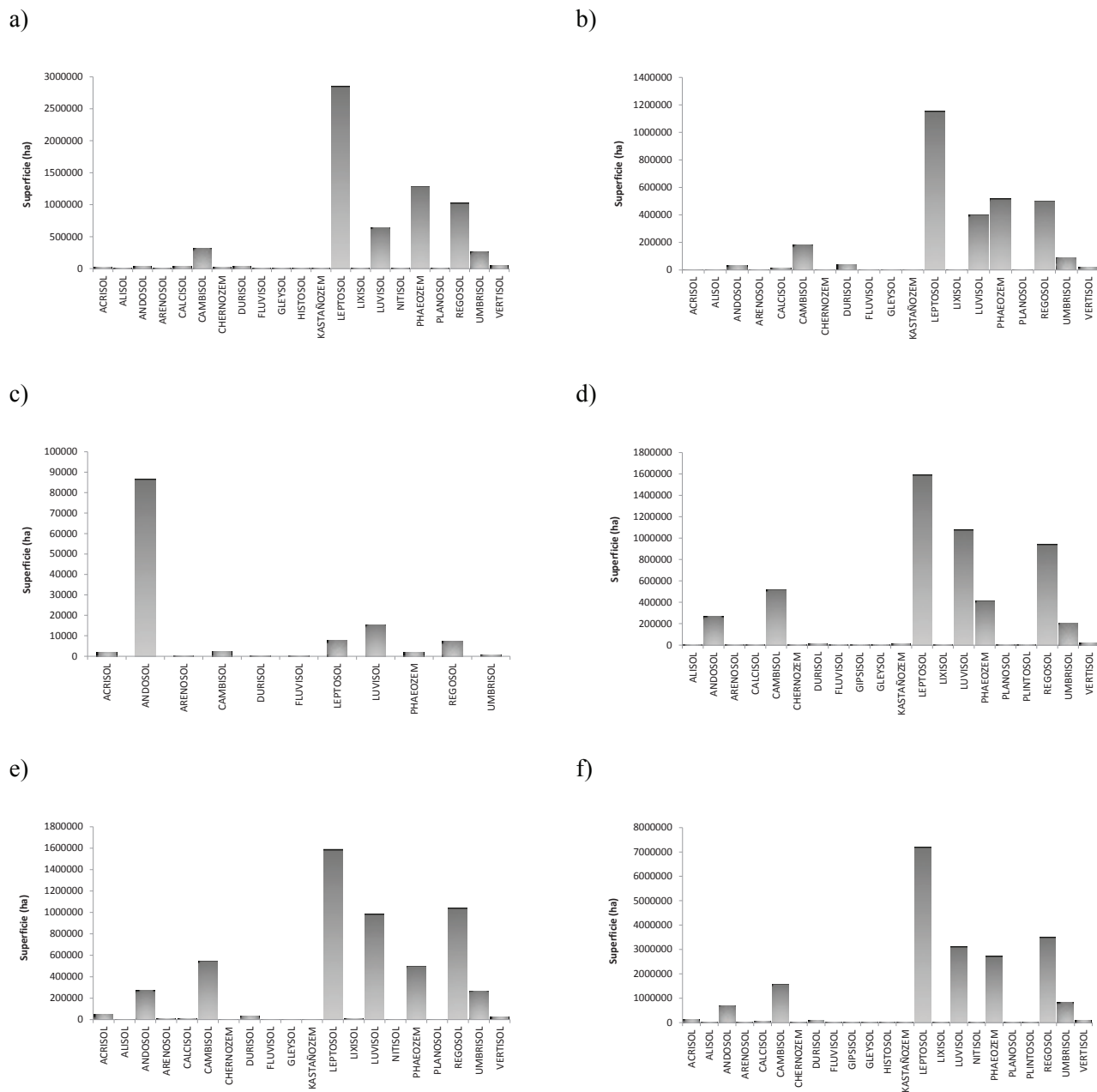


Figura 4. Tipos de suelo (de acuerdo a los grupos de referencia de la base referencial mundial del recurso suelo (WRB) en bosques templados de México. a) Bosque de encino; b) Bosque encino-pino; c) Bosque de oyamel; d) Bosque de pino; e) Bosque de pino-encino; f) tipos de suelos en bosques templados.

de sustrato, lo que les da diferentes características minerales (Figura 5). Por ejemplo, los siete grupos de referencia dominantes en bosque templados se forman mayoritariamente a partir de rocas ígneas y en menor proporción sobre rocas sedimentarias y metamórficas (Figura 5). Cruz *et al.* (1998) sugieren que el modelo fisiográfico es más preciso para relacionar el origen de los suelos frente a otros modelos como el de ecorregiones y las cuencas hidrográficas, indicando

que la geología, la geomorfología y el relieve explican la gran diversidad de suelos en los bosques templados mexicanos.

La revisión de la literatura sugiere que la información sobre el almacenamiento de COS en los bosques templados está dominada por el estudio del almacenamiento en la biomasa aérea (52 artículos) en relación a la información del almacenamiento en el suelo (20). Lo anterior se debe probablemente a la demanda

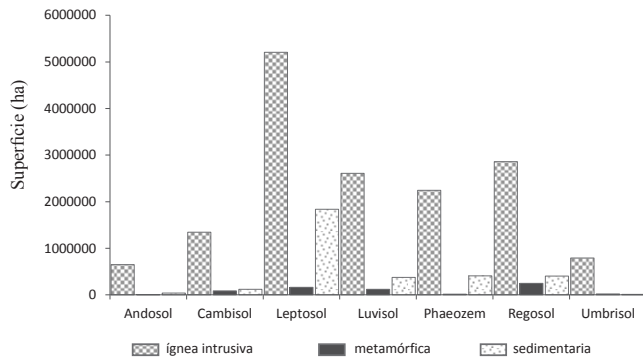


Figura 5. Distribución de los tipos de suelo y su origen en los bosques templados de México.

de estudios bajo la temática de la deforestación evitada en el contexto de REDD y a su mayor facilidad de monitoreo. El número de artículos científicos en revistas internacionales sobre el almacenamiento de COS en suelos de bosques templados mexicanos es reducido (20 artículos). Lo anterior también sugiere, que existen pocos estudios sobre los procesos biogeoquímicos de estos bosques, es decir que sólo domina la información sobre la caracterización y clasificación de suelos sin entender los procesos ni la dinámica de formación de la materia orgánica del suelo. La información sobre el potencial de secuestro de carbono de suelos está inversamente relacionada con su área de distribución; los Andosoles que ocupan una superficie pequeña están mejor caracterizados que los Leptosoles, Regosoles, Luvisoles y Phaeozems. A continuación describiremos la información relacionada con el almacenamiento de COS que sustentan los bosques templados con mayor área de distribución.

Principales Tipos de Suelo Cubiertos por Bosques Templados y sus Procesos de Fijación de Carbono

Leptosoles (Litosoles y Rendzinas según la clasificación FAO-UNESCO 1970 utilizada por INEGI hasta el año 2000). Son suelos muy someros sobre roca continua y muy pedregosos (<10% volumen de tierra fina <2 mm), particularmente comunes en regiones montañosas con pendientes altas y por lo mismo son muy propensos a la erosión y a la pérdida de MOS con el UTCUTS. Es un grupo de suelos muy variado, porque sus propiedades dependen en gran medida del tipo de roca a partir del cual se forman. El potencial de los Leptosoles para almacenar COS es limitado, debido a su escasa profundidad. No obstante

muchos Leptosoles tienen concentraciones de COS altas (4-8 %) debido por un lado a que la biomasa muerta se incorpora y mezcla en un volumen de suelo relativamente pequeño, y por otro lado a los eficaces mecanismos de estabilización que operan en suelos ricos en calcio (los desarrollados a partir de calizas), o en minerales de bajo orden estructural (los desarrollados a partir de rocas volcánicas (Siebe *et al.*, 2003).

Regosoles. Son suelos minerales escasamente desarrollados en materiales no consolidados, por lo mismo tienen bajos contenidos de arcilla, baja capacidad de retención de humedad, baja capacidad de intercambio catiónico y también bajos contenidos de MOS en bosques de pinos (Siebe *et al.*, 2003). Algunos se han desarrollado a partir de cenizas volcánicas recientes (<4000 años), como las emitidas por el Popocatepetl (Miehlich, 1990) y el Pico de Orizaba en sus últimas fases eruptivas (<4000 años), y por el Parícutín entre 1943 y 1945 (Luhr y Simkin, 1993). La capa de ceniza es de textura gruesa (arena franca a arena), el excesivo drenaje limita el desarrollo radical, por lo que estos suelos se consideran de profundidad fisiológica moderada. Están bien drenados y aireados, pero tienen moderada capacidad de retención de agua disponible. El horizonte A es de desarrollo incipiente con un espesor de 4 a 11 cm, bajo contenido de materia orgánica (<1%) y también de nitrógeno total (0.06-0.07%). Los contenidos de fósforo disponible son bajos (9-12 mg kg) en términos absolutos, sin embargo, estos suelos están entre los de mayor contenido de fósforo disponible. Esto se explica debido a que las cenizas recientes suelen contener una pequeña cantidad de fósforo fácilmente soluble en extractos ácidos (Shoji *et al.*, 1993), y a que aún no se han formado minerales secundarios que fijen el fósforo; la capacidad de retención de fósforo determinada en estos suelos es menor a 10%. Los valores pH son moderadamente ácidos (5.0-5.6) y la capacidad de intercambio catiónico efectiva es muy baja (<1 cmol_c kg⁻¹). Los contenidos de potasio intercambiable son bajos también.

Luvisoles. Son suelos en los cuales han ocurrido procesos de formación de minerales secundarios e iluviación de arcillas con la consecuente formación de un horizonte Bt característico (Spaargaren, 2008). En México, los bosques templados desarrollados sobre Luvisoles, al menos los que han sido estudiados, están asociados a ambientes volcánicos, por lo cual se relacionan a la evolución a partir de los Andosoles por efecto de la rápida cristalización de los minerales amorfos a

minerales 1:1 (p. ej.: haloisita) como consecuencia de periodos de desecación (Sedov *et al.*, 2003). Ambientalmente, los Luvisoles están condicionados a regiones con una marcada estacionalidad (Driessen *et al.*, 2001), lo cual sugiere que éste podría ser el tipo de suelo en el cual dominan los bosques templados representados por especies latifoliadas de fenología caducifolia del género *Quercus* (Hernández *et al.*, 2013; Chávez *et al.*, 2015); ya que en estos bosques deciduos el desfronde está asociado al estrés hídrico por el efecto estacional (Borchert *et al.*, 2005). Sin embargo, en la revisión de trabajos encontramos que existen bosques de pino y bosques mixtos sobre este grupo de suelos (Cuadro 1), lo cual sugiere que puede existir una elevada heterogeneidad en la composición química de los residuos vegetales que se incorporan a estos suelos.

Con base en los trabajos desarrollados en Luvisoles se sugiere que no existe un efecto del tipo de cobertura vegetal sobre la concentración de C del suelo, pero se observa que el Luvisol que soporta el bosque de pino es donde existe la menor concentración de C en el suelo superficial. Lo anterior podría estar asociado a la menor incorporación de compuestos orgánicos provenientes del mantillo y la menor lixiviación de formas solubles de C, debido a la mayor proporción de compuestos hidrófobos en las especies aciculares (Almendros *et al.*, 2000), sin embargo, no existe amplia evidencia de ello. En el caso de los Luvisoles desarrollados a partir de Andosoles, se ha observado que existe la pérdida de complejos órgano-Al o des-humificación en el horizonte superficial. Lo anterior, derivado de la cristalización de los compuestos amorfos (Sedov *et al.*, 2003). Esto sugiere que la materia orgánica puede estabilizarse en horizontes superficiales por efecto de agregación biogénica (Lützow *et al.*, 2008), mientras que en los horizontes sub-superficiales la estabilización ocurre a través de la interacción con arcillas, lo cual es una ruta diferente a la dominante en los Andosoles (Shoji *et al.*, 1993). Desafortunadamente, en bosques templados de México no existen trabajos que permitan reforzar esta hipótesis ya que, aunque se han realizado trabajos en Luvisoles de origen volcánico, la profundidad media de muestreo en estas investigaciones es de 15 cm (Cuadro 1). En uno de los pocos trabajos reportados para este grupo de suelo Chávez *et al.* (2014, 2015) encuentran que la concentración de formas lábiles de materia orgánica en el mantillo está relacionada con las características fisiológicas de las especies vegetales,

y esto determina la disponibilidad de C, N y P en los suelos. Asimismo, las especies influyen en la actividad microbiana y en los suelos que presentan mayor disponibilidad de C se promueve la formación de materia orgánica más estable derivado de la resíntesis microbiana (Chávez-Vergara, 2015). Con base en lo anterior, se puede plantear que al interior de este grupo de suelo la dinámica del C puede modificarse por la cobertura vegetal, lo cual puede ser aplicable para otros grupos de suelo.

Acrisoles. Son suelos que han pasado por un intenso proceso de intemperismo, lo cual deriva en la destrucción de los aluminosilicatos (Macías, 2008). En el caso de los bosques templados en México, los Acrisoles estudiados son derivados de materiales volcánicos en condiciones cálidas y con elevada precipitación. Estos suelos presentan un horizonte Bt (árgico) bien definido, dominado por arcillas 1:1 tipo caolinitas con cantidades variables de sesquióxidos de Fe (principalmente hematita y/o goetita) y Al. Asimismo, presentan baja capacidad de intercambio catiónico, y los sitios de intercambio están dominados por cationes ácidos lo cual favorece pH alrededor de 4.5-5.5 (Macías, 2008). En los Acrisoles se ha determinado que la abundante presencia de óxidos de Fe favorece la estabilización del carbono orgánico, el cual llega a representar entre el 50% y el 70% del carbono orgánico disuelto estabilizado (Jardine *et al.*, 1998). Además, pueden formar complejos órgano-Fe muy estables a través de la interacción con la caolinita (Wiseman y Pützmán, 2006), los cuales incrementan su reactividad debido al bajo pH (Lützow *et al.*, 2006). Existen pocos trabajos en Acrisoles en los bosques templados de México, cuya vegetación está asociada a bosques mixtos de pino-encino, en los cuales se ha determinado la concentración de C (Cuadro 1). Comparativamente con otros grupos de suelos, los Acrisoles presentan los valores más elevados en concentración y contenido de C en los primeros 10 cm de profundidad (Cuadro 1). De acuerdo a los datos de respiración basal se puede sugerir que la materia orgánica puede estar en formas estables, debido a que la tasa de producción de CO₂ es de las más bajas reportadas en los estudios de suelos de bosques templados (Cuadro 1). Los Acrisoles de bosques templados son intensamente deforestados para cambio de uso de forestal a agrícola, los cuales son rápidamente abandonados y debido a sus características morfológicas son muy susceptibles a la erosión intensa si la cubierta

Cuadro 1. Estudios de almacenamientos y dinámicas del Carbono en diferentes tipos de suelos y bosques templados. Observe las diferentes profundidades a las que se han llevado a cabo estos estudios.

Grupo de suelo	H	P	PP	Cobertura	Carbono		Cociente	Emisión de CO ₂		Cmic	Referencia
					Concentración	Contenido		mg CO ₂ g ⁻² h<1	COD		
Acrisol húmico		cm	mm		%	Mg ha ⁻¹	C:N	mg CO ₂ g ⁻² h<1	mg g ⁻¹	mg Cmic g ⁻¹	
Acrisol húmico		0-5	807	Bosque de pino-encino	18.95	115		46.1	1832	1832	Saynes <i>et al.</i> , 2012
Acrisol húmico		0-5	1221	Bosque de pino-encino	13.54	116		31.5	1807	1807	Saynes <i>et al.</i> , 2014
Acrisol profundo		0-10		Bosque de pino-encino	4.20						Torres, 2010 ¹
Acrisol profundo		0-10		Bosque de pino-encino	11.7						Torres, 2010 ¹
Cambisol epiléptico		0-10		Bosque de pino-encino	2.9						Baez <i>et al.</i> , 2012
Phaeozem	L	-	730	Bosque de encino		6					
		0-20				163					
Phaeozem		0-20		Bosque de pino-oyamel		146					Cruz y Etchevers, 2011
		0-5				12					Ordoñez <i>et al.</i> , 2011
Phaeozem háplico		5-15		Bosque oyamel		15					
		15-30				9					
		0-5				10					
Phaeozem gleyco		5-15		Bosque oyamel		14					
		15-30				10					
Phaeozem háplico		5-15		Bosque oyamel		29					
		15-30				48					
Phaeozem háplico		0-10			11.4		17				Gómez-Luna <i>et al.</i> , 2010
Phaeozem luvico		-5-0	1200	Bosque de encino		32					Gómez-Díaz <i>et al.</i> , 2012
		0-30				94					
Leptosol paralítico		0-10		Bosque de pino-encino	12						Torres, 2010 ¹
Luvisol		0-20		Bosque de pino-oyamel		157					Cruz y Etchevers, 2011
Luvisol háplico		0-10		Bosque de pino	3.2						Rivera, 2010 ²
Luvisol profundo		0-10		Bosque de pino-encino	9.5						Torres, 2010 ¹
Luvisol crómico		0-10	1200	Bosque de encino	6.85		14	131	182	601	Chávez-Vergara <i>et al.</i> , 2015
	L	+7-0	850	Bosque de pino-encino	50.53	4	47				Gueye <i>et al.</i> , 2012
	Of	0-4			37.69	27	29				
Umbrisol fólico cámbico	Ah1	4-27			11.93	114	29				
	Ah2	27-56			5.47	112	24				
	Bw	56-80			2.85	89	24				
	Cw	80-100			-						

H = horizonte; P = profundidad; PP = precipitación pluvial.

¹ Torres, E. 2010. Estudio edafológico de un sector de la Sierra Negra del estado de Puebla. Tesis de Maestro en Ciencias (Edafología) Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F. 138 p.² Rivera, G. 2010. Relación suelo-planta en tres coberturas vegetales del municipio de Putla Villa de Guerrero, Oaxaca. Tesis para obtener el grado de Bióloga FES Zaragoza UNAM. 113 p.

vegetal es removida (Gómez-Romero *et al.*, 2012), con lo cual el riesgo de pérdida de C de estos suelos es alto.

Phaeozems. Son suelos con un marcado horizonte superficial rico en C orgánico y se caracterizan por tener una alta saturación de bases en todo el perfil, presentan pH en el rango de 5-7, por lo cual el perfil característico es AhC o bien AhBC (Spaargaren, 2008b). Estos suelos se desarrollan en condiciones húmedas y subhúmedas, con marcada estacionalidad de la lluvia, las cuales favorecen la acumulación de sustancias húmicas en el horizonte superficial (Krasilnikov *et al.*, 2013), como respuesta a la elevada incorporación de residuos vegetales y la elevada actividad microbiana en época de lluvias, pero a su disminución en época seca. De acuerdo a los estudios revisados en el presente trabajo, existe una gran variedad de coberturas vegetales sobre estos suelos, las cuales incluyen: bosques de mixtos de pino-encino, bosques de pino-oyamel y bosques de oyamel y bosques de encinos (Cuadro 1).

Aunque estos suelos presentan una elevada acumulación de materia orgánica, los valores de contenido de C orgánico reportados son muy variables, y aunque no son concluyentes debido a la reducida disponibilidad de datos, esto puede estar asociado al tipo de cobertura vegetal. Lo que pudimos observar es que los suelos cubiertos por especies latifoliadas (encinos) presenta el mayor contenido de C orgánico, seguido por los bosques mixtos y los bosques de oyamel con los valores más bajos (Cuadro 1). Lo anterior puede estar asociado con las diferencias en las tasas de descomposición e incorporación de compuestos orgánicos a través de la percolación desde el mantillo (Lützow *et al.*, 2006). En bosques de *Quercus rugosa* de Michoacán desarrollados sobre Phaeozems, se ha reportado una concentración de C del suelo de 114 g k⁻¹ en una profundidad de 0-15 cm (Gómez-Luna *et al.*, 2009). Sin embargo, no hay información sobre el almacenamiento de COS.

De acuerdo a las características edáficas de los Phaeozems, los procesos que pueden favorecer la permanencia del C orgánico son la preservación selectiva de compuestos aromáticos y alifáticos, la re-síntesis microbiana de compuestos orgánicos, y la formación de compuestos órgano-minerales asociados a cationes polivalentes (p. ej.: Ca²⁺) y en interacción con arcillas en los horizontes sub-superficiales. Como en otros grupos de suelos en bosques templados de México no existen estudios que evalúen la importancia de los procesos que favorecen la permanencia del C orgánico, lo cual es un campo de oportunidad para

el estudio del ciclo del C en ecosistemas templados.

Andosoles. Entre los factores formadores del suelo, el material parental y el clima son los principales determinantes de las características químicas y físicas de los Andosoles (Shoji *et al.*, 1993). La ceniza volcánica, material parental que da origen a estos suelos, está predominantemente constituida por vidrio volcánico, el cual se intemperiza muy fácilmente dando lugar a la formación de minerales secundarios no cristalinos o de bajo orden estructural. Varias de las propiedades de los Andosoles están relacionadas con la presencia de estos componentes de bajo orden estructural como el alofano, la imogolita, la ferrihidrita y los complejos Al/Fe-humus (Shoji *et al.*, 1993). Particularmente, se ha observado que en suelos volcánicos las variables mineralógicas permiten explicar el comportamiento del COS bajo diferentes usos y coberturas, debido a que es estabilizado mediante la formación de complejos Al-humus y la adsorción de MOS al alofano (Nanzzy *et al.*, 1993, Johnson-Maynard, 2002).

Se ha descrito una relación entre el régimen de humedad del suelo y los contenidos de C (Shoji *et al.*, 1993). Estudios de secuencias bioclimáticas evidencian menores contenidos de C bajo condiciones xéricas (Cuadro 2). Por ejemplo, Broquen *et al.* (2005) registraron una diferencia del 66% en el COS en Andosoles xéricos con respecto a los desarrollados bajo regímenes údicos. Asimismo, diferencias en las relaciones C/N del suelo sugieren que la tasa de mineralización del COS es superior en condiciones xéricas (Broquen *et al.*, 2005). Bajo el mismo tipo de cobertura (p. ej.: cultivo), Campos *et al.* (2001) registraron concentraciones de C muy superiores en condiciones údicas en comparación con las encontradas en regímenes xéricos (Cuadro 2).

En ambientes húmedos y fríos, se plantea que la MOS puede jugar un papel antialofánico (Shoji *et al.*, 1993). La complejización con la MOS limita la disponibilidad de Al restringiendo la formación de alofano e imogolita (Shoji *et al.*, 1993). Se ha señalado que los Andosoles no alofánicos, donde el Al y el Fe forman complejos con el humus, acumulan más C que los alofánicos, aquellos donde las formas activas del Al y el Fe son el alofano, la imogolita y la ferrihidrita (Nanzzy *et al.*, 1993; Aran *et al.*, 2001; Nishiyama *et al.*, 2001). Sin embargo, también se ha observado la tendencia opuesta, en la cual los Andosoles alofánicos presentan almacenes mayores de C en comparación con los no alofánicos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Estudios de secuencias bioclimáticas y estudios comparativos entre Andosoles alofánicos y no alofánicos.

Tipo de suelo [†]	Profundidad	Regimen de humedad	Cobertura	C	Alp	Alo	Alp/Alo	Referencia
	cm			g kg ⁻¹	- - - - % - - - -			
Secuencias bioclimáticas								
NA	0-10	Perúdic	Bosque	129.0	1.81	1.82	0.99	Campos <i>et al.</i> , 2001
NA	0-55	Perúdic	Bosque	89.3	2.14	3.16	0.68	
A	0-2	Údico	Pastizal	67.3	1.17	2.59	0.45	
NA	0-45	Údico	Cultivo	93.0	1.84	2.22	0.83	
A	0-12	Xérico	Cultivo	19.8	0.43	2.65	0.16	
NA	0-30	Údico	Bosque	73.0	3.8	7.2	0.53	Broquen <i>et al.</i> , 2005
A	0-30	Údico	Bosque	46.0	2.3	7.1	0.32	
A	0-13	Xérico	Estepa	16.0	0.6	4.2	0.14	
Estudios comparativos entre andosoles no alofánicos y alofánicos								
A	0-20	Údico	Pastizal	83.0	0.86	3.4	0.25	Percival <i>et al.</i> , 2000
NA	0-20	Údico	Pastizal	51.0	0.43	0.86	0.5	
A	0-20	-	-	37.9	-	-	-	Nishiyama <i>et al.</i> , 2001
A	0-20	-	-	64.5	-	-	-	
A	0-20	-	-	76.1	-	-	-	
NA	0-20	-	-	104.0	-	-	-	
NA	0-20	-	-	154.0	-	-	-	
A	0-30	Údico	Bosque	143.0	1.6	2.7	0.7	Rodríguez <i>et al.</i> , 2006
NA	0-30	Údico	Bosque	118.0	1.9	1.9	1.2	

[†] Tipo de suelo: A=alofánico (Alp/Alo < 0.5); NA=no alofánico (Alp/Alo > 0.5; Shoji *et al.*, 1993).

En el caso de Rodríguez *et al.* (2006) no se siguió el criterio anterior, se mantuvo la clasificación de los autores.

Además de la protección química mencionada, particularmente en los Andosoles, la protección física juega un papel importante en la acumulación de la MOS. En general, la relación entre la MOS y la agregación es recíproca, ya que la formación y estabilización de agregados está mediada en gran parte por la MOS y a su vez, dicha incorporación de la MOS a los agregados del suelo, la protege de la descomposición (Six *et al.*, 2002). La presencia de altos contenidos de MOS y minerales de bajo orden estructural en los Andosoles da lugar a una fuerte agregación del suelo (Ulery, 2002). Evidencia de esta protección física de la MOS es el incremento en las tasas de mineralización potencial luego del rompimiento de agregados (Gijman y Sanz, 1998) y la correlación negativa entre la tasa de mineralización constante (tasa de mineralización: C total) y la estabilidad de agregados (Huygens *et al.*, 2005). Es claro que la relación entre variables mineralógicas y el clima determina los almacenes de C en Andosoles, sin embargo, es necesario entender la interacción de estos dos factores con otros controladores de la dinámica de

C en estos suelos como la productividad tanto aérea y subterránea del sistema y la actividad microbiana.

Almacenes de Carbono en Suelos de Bosques Templados

Los Andosoles presentan una importante acumulación de COS (310 Mg ha⁻¹; Cuadro 3), la cual se ha explicado por la estabilización de la MOS con la formación de complejos órgano-metálicos y órgano-minerales (Nanzyo *et al.*, 1993; Johnson-Maynard, 2002). Esta estabilización de la MOS la hace altamente resistente a la descomposición, de forma que el tiempo medio de residencia de C es muy alto y la tasa de circulación muy baja. Los Andosoles presentan, después de los Histosoles, las mayores concentraciones de C (Cuadro 3), por lo cual tienen un alto potencial para secuestrar C. Por otro lado, el efecto del UTCUTS es menor sobre el CO almacenado en Andosoles, por lo cual también se plantea que pueden ser aprovechados de una forma sostenible desde el punto de vista de conservación de COS (Parfitt *et al.*, 1997).

Cuadro 3. Concentración y almacenes de Carbono (C) en los suelos del mundo.

Orden [†]	Carbono	Área	Almacén de C
	Mg ha ⁻¹	1000 km ²	Pg
Histosoles	2050	1745	357
Andisoles	310	2552	78
Spodosoles	140	4878	71
Mollisoles	130	5480	72
Vertisoles	60	3287	19
Ultisoles	90	11 330	105
Alfisolos	70	18 283	127
Oxisoles	100	11 772	119
Aridisoles	30	31 743	110
Inceptisoles	160	21 580	352
Entisoles	100	14 921	148
Otros	20	7644	18

[†] Clasificación según la US Soil Taxonomy. Fuente: Eswaran *et al.*, 1993.

En suelos de origen volcánico, la edad de la superficie es un factor determinante de la capacidad de almacenamiento de C (Peña-Ramírez *et al.*, 2009). En bosques de pino y oyamel localizados en el campo volcánico de la Sierra del Chichinutzin estos autores encontraron, bajo un régimen ústico, que los Andosoles de edades entre 8000 y 10 000 años antes del presente (A.P.) tenían una acumulación de C orgánico total en el solum de entre 370 y 540 Mg ha⁻¹, respectivamente. A lo largo de la cronosecuencia, con Leptosoles, Regosoles y Andosoles de entre 1835 hasta 10 000 años de edad, estimaron una tasa de incremento de carbono de 40 Mg ha⁻¹ cada 1000 años, sugiriendo que alrededor del 61% de la variabilidad del C se relaciona con la edad del suelo (Peña-Ramírez *et al.*, 2009) (Figura 6). Además encontraron una relación positiva entre la concentración de C y la concentración de aluminio extractable con pirofosfato (Al_p), el cual corresponde al aluminio asociado a los complejos humus-aluminio (Figura 7). De hecho, se estimó una tasa de incremento de 14% de C por cada unidad porcentual de Al_p. El modelo explica el 49% de la variabilidad de la concentración de C teniendo al Al_p como estimador. Por otra parte, en los horizontes A superficiales la concentración de C muestra una tendencia a relacionarse inversamente con el Al asociado al alofano (Al_o-Al_p), mientras que en los horizontes B sub-superficiales existe una relación lineal positiva entre la concentración de C y el alofano,

estimado tanto a través de la diferencia Al_o-Al_p, como a través de las concentraciones de sílice extractable con oxalato (Si_o) (Figura 7).

De forma similar, el C de los horizontes A superficiales muestra una relación positiva, aunque débil, con la concentración de arcilla (Peña-Ramírez *et al.*, 2009) (Figura 7). A lo largo de la cronosecuencia el C aumenta, y es particularmente abundante en los Andosoles con propiedades ándicas, llegando a su máximo en el sitio Cuauhtzin (8000 años A.P., 540 Mg ha⁻¹). La cantidad de C en este sitio es similar a la reportada por Torn *et al.* (1997) en el archipiélago de Hawaii, 600 Mg ha⁻¹ (150 000 años A.P.). Sin embargo, el tiempo en el que se alcanza la máxima acumulación de C en Hawaii es mucho menor. Probablemente el clima más seco de los alrededores de la Cuenca de México acelere la mineralización de una parte de la materia orgánica, disminuyendo la permanencia de los horizontes orgánicos (Peña-Ramírez *et al.*, 2009). A diferencia del trabajo de Torn *et al.* (1997), en los suelos de la cronosecuencia de la Sierra Chichinutzin la estabilización de la materia

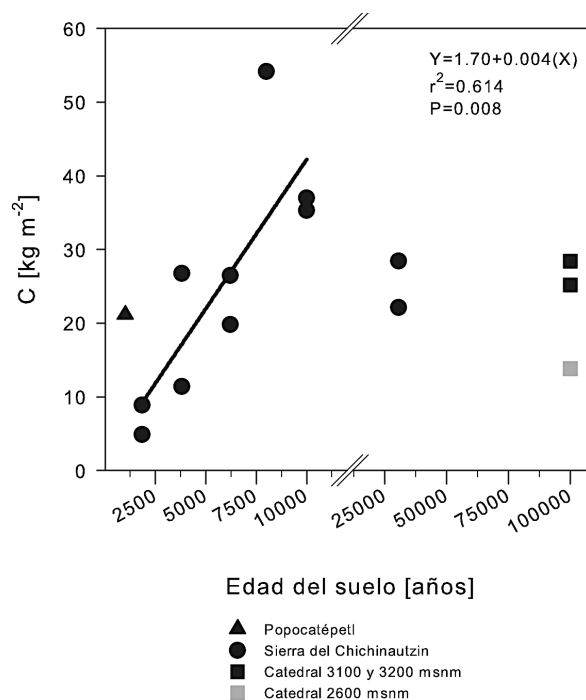


Figura 6. Acumulación total de C orgánico en suelos de la Faja Volcánica Transmexicana, analizados en función del tiempo y agrupando los suelos según su origen (Popocatépetl, Sierra Chichinutzin y La Catedral). Los datos de la Sierra del Chichinutzin de 1835 a 10 000 años fueron ajustados a un modelo lineal. Fuente: Peña-Ramírez *et al.*, 2009.

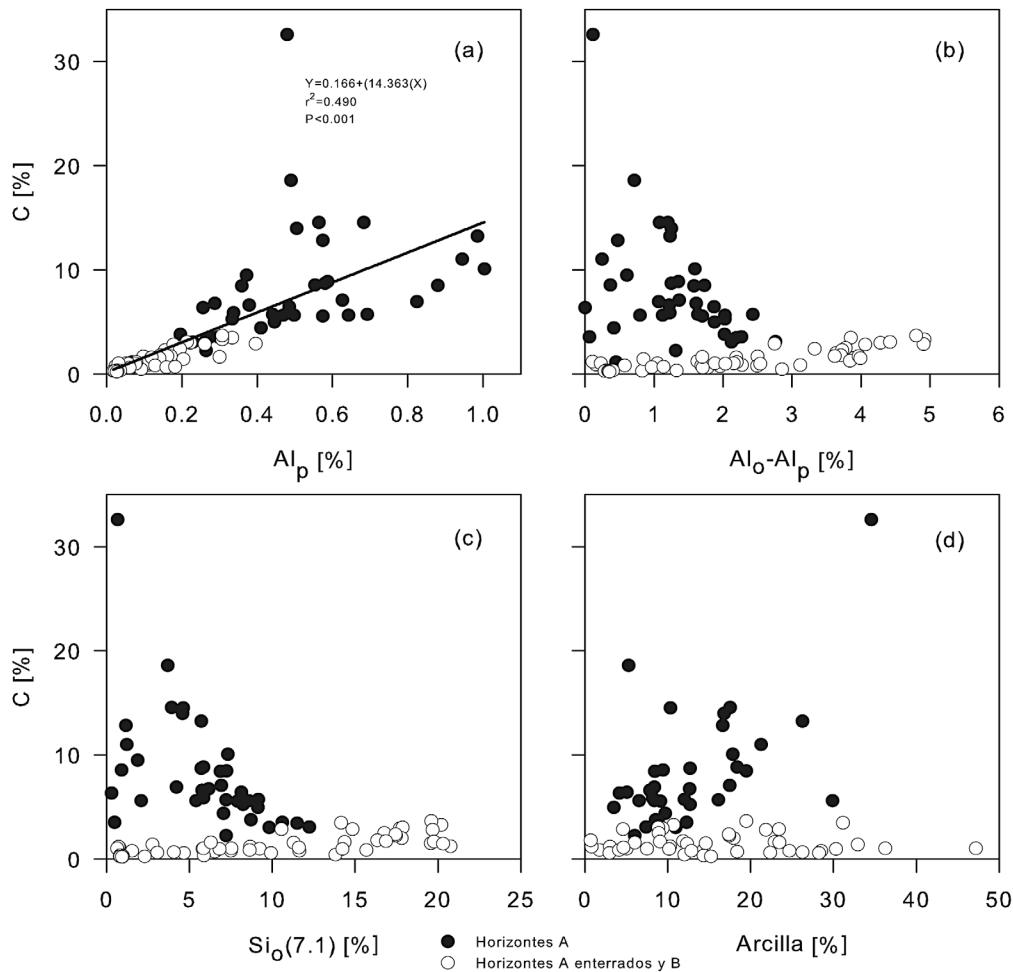


Figura 7. Comportamiento del C en función del Al_p (a), Al_o-Al_p (b), $Si_o(7.1)$ (c) y arcilla (d). Fuente Peña-Ramírez *et al.*, 2009.

orgánica se debe principalmente a la acumulación de complejos de sustancias húmicas con aluminio, como lo demuestra la relación positiva entre la acumulación de C y el Al_p . En el centro de la Faja Volcánica Transmexicana la relación entre el C y los minerales de bajo orden estructural y las arcillas cristalinas, no resultó estadísticamente significativa (Figura 7) (Peña-Ramírez *et al.*, 2009).

En la región del Cofre de Perote, Gamboa y Galicia (2011, 2012) reportan que a escala de paisaje la variabilidad de la concentración del C en los horizontes A está relacionada con propiedades físico-químicas, como el radio binomio (Al_p/Al_o), la concentración Al-humus (Al_p), la densidad aparente y el pH. La formación de complejos Al-humus es el principal controlador de la estabilización de C en horizontes superficiales y su importancia disminuye con el decremento de C con

la profundidad. En los horizontes B la concentración de minerales de bajo orden estructural como el alofano es el principal controlador de la estabilización de C. Estos dos controladores principales interactúan con la densidad aparente y el pH en todos los horizontes, de tal forma que mayores densidades aparentes, así como condiciones menos ácidas determinan menores concentraciones de C.

Cruz-Flores *et al.* (1998) reportan que el promedio de C acumulado en los Andosoles de México es similar a lo reportado para Andosoles a nivel mundial (306 Mg ha^{-1} a 100 cm de profundidad) (Eswaran *et al.*, 1993). Sin embargo, suelos de 8000 años entre 2000 y 2600 m en la comunidad indígena de San Juan Nuevo en el estado de Michoacán, contienen 50% menos C (entre 110 y 150 Mg ha^{-1}) que los suelos de edad similar de la Sierra del Chichinautzin localizados a 3100 m

(Peña-Ramírez *et al.*, 2009). Miehlich (1980) reporta una menor acumulación de C en los suelos de la Sierra Nevada desarrollados sobre depósitos de ceniza y pómez con edades entre 5000 y 10 000 años y altitudes entre 2750 y 3100.

En el Cofre de Perote, Campos (2002)³ ha reportado que la concentración de COS decrece con la altitud. En los bosques de coníferas localizados en las partes altas (2500 msnm) la concentración es de 26 g kg⁻¹, mientras que en las partes bajas (1650 msnm) con cultivo de papas aumenta a 60 g kg⁻¹. En esta altitud se ha estimado que el potencial de almacenamiento de C es de 426 Mg ha⁻¹ a una profundidad de 1 m en Andosoles. En la reserva de la Mariposa Monarca, Pérez-Ramírez *et al.* (2014) reporta que el promedio en el contenido de COS en suelos de los rodales de *Abies* conservado tienen en promedio 153 Mg C·ha⁻¹, mientras que los rodales aprovechados y perturbados tienen 95 y 125 Mg C·ha⁻¹, respectivamente, pero con una alta variación espacial. Asimismo, reporta que el promedio de COS en bosques conservados de pino-encino es de 103 Mg C·ha⁻¹, mientras que los rodales aprovechados y perturbados tienen 39 y 13 Mg C·ha⁻¹, respectivamente. Sin embargo, cabe señalar que los bosques conservados almacenan entre 40-80% del COS en los horizontes A del suelo.

Cruz-Flores y Etchevers, (2011a) reportan que en las reservas de la biosfera El Cielo y Sierra de Manantlán, los suelos forestales con *Pinus rudis* y *Abies vejarii* y formados sobre rocas sedimentarias y metamórficas tuvieron mayores contenidos de COS (147 Mg ha⁻¹), comparados con los Andosoles y Leptosoles derivados de rocas ígneas en diversas áreas naturales protegidas del centro del país (83.5 Mg C ha⁻¹). En suelos derivados de roca sedimentaria y complejos metamórficos, la mayor acumulación de carbono orgánico puede ser consecuencia del CaCO₃ presente en rocas. El contenido promedio general de CO de suelos cubiertos por especies del género *Pinus* fue menor al encontrado en suelos cubiertos por *Abies* debido a que el sotobosque de estos últimos está conformado por estratos herbáceos y arbustivos que son poco frecuentes bajo la cobertura arbórea de los bosques de pino, lo cual puede contribuir a una mayor entrada de materia orgánica. El efecto que los géneros o especies tuvieron sobre el COS fue el siguiente: en el género *Abies*: *A. vejarii* tuvo mayor COS (131 Mg ha⁻¹) que *A. religiosa* (92 Mg ha⁻¹). Los bosques de pinos presentaron una alta variabilidad en

el COS: *P. ayacahuite* var. *oaxacana* (21 Mg ha⁻¹) y *P. montezumae* (71 Mg ha⁻¹) en relación al suelo bajo *P. rudis* (180 Mg ha⁻¹), sugiriendo que las especies juegan un papel central en el COS, sin embargo, no se conocen los procesos que determinan la acumulación de C en el suelo (Cruz y Etchevers, 2011b).

Vela *et al.* (2012), reportan el COS para los bosques de coníferas y encinos del área de conservación de la Ciudad de México, el cual tiene una alta variación espacial dependiendo del tipo de suelo y el relieve. Por ejemplo, en los Phaeozems y zonas planas con coberturas de *Quercus* spp., el COS es de 150 Mg C ha⁻¹; o en suelos Regosol éutrico, Leptosol lítico y con cobertura de *P. montezumae*, *P. patula*, *P. ayacahuite*, el COS oscila entre 50-100 Mg C ha⁻¹. Finalmente, en suelos Phaeozems háplicos y Leptosoles, que se encuentran en las planicies aluviales intermontanas de los volcanes Tulmiac y Cuautzin los valores de COS < 50 Mg ha⁻¹. En cuanto al tipo de vegetación, el bosque de *A. religiosa* presentó el nivel más alto de COS con 145.6 Mg ha⁻¹, el bosque de *Quercus* spp., con 121.3 Mg ha⁻¹ y el bosque de *Pinus* spp., con 119.4 Mg ha⁻¹.

Acevedo-Sandoval *et al.* (2014) en un estudio en Alisoles del municipio de Acaxochitlán, Hidalgo, México establece que la concentración de materia orgánica del suelo (MOS) bajo bosques de *P. patula* fue de 13.2%, mientras que bajo *P. teocote* fue de 16.3%, y de 3.2% bajo *Quercus* spp. Asimismo, el porcentaje de MOS decrece con la profundidad del suelo hasta llegar a valores considerados como muy pobres (0.15%).

Saynes (2012)⁴ reporta diferentes almacenes de COS para los bosques templados bajo diferentes tipos de suelos, por ejemplo para Acrisoles en Ixtlán de Juárez, Oaxaca (116-153 Mg ha⁻¹); Luvisoles en Oaxaca (133 Mg ha⁻¹), Andosoles en Nuevo San Juan, Michoacán (42-189 Mg ha⁻¹), Andosoles en Hidalgo, México (66-85 Mg ha⁻¹), en Regosol/Phaeozem en la Sierra de Manantlán en Jalisco (146 Mg C ha⁻¹) en Andosoles en Perote, Veracruz (52-76 Mg ha⁻¹), las concentraciones cambiaron no sólo en función del tipo de suelo, también influyeron los patrones de precipitación y temperatura y el estado sucesional. La mayor parte de la masa del suelo se distribuyó en las fracciones: mineral pesada (31-40%) y fracción fina (65-83%), mientras que la materia orgánica particulada (MOP) representó del 2 al 8%. Estos resultados son similares a otros reportados en bosques templados con una contribución de la MOP del 2 al 6% (Balesdent

³ Campos, A. 2002. Diagnóstico de la degradación de suelos de origen volcánico, región Cofre de Perote. Tesis Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México.

⁴ Saynes, S. V. 2012. ¿El aprovechamiento forestal mejora el secuestro del carbono en el suelo de bosques templados? Tesis Doctorado en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental), Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F.

et al., 1998) y del 97% en las fracciones minerales (Sarkhot *et al.*, 2008). Aunque la MOP representó una parte minoritaria de la masa del suelo, su concentración de C fue más alta (370-490 mg g⁻¹ suelo) que la de las fracciones mineral pesada y ligera (61 -120 mg g⁻¹ de suelo); éste también ha sido un patrón consistente en varias investigaciones.

Los contenidos de COS del suelo de bosques templados mexicanos oscilan ampliamente entre los tipos de suelo (Leptosoles 60 Mg ha⁻¹ contra Andosoles 559 Mg ha⁻¹; Cuadro 4); la identidad de la especie vegetal dominante (*Abies* 160 Mg ha⁻¹ contra *P. montezumae* 280 Mg ha⁻¹; (Cuadro 4) el estadio sucesional y la edad del suelo (Cuadro 4), entre otros factores. Sin embargo, la heterogeneidad de los almacenes (suelo mineral total, en diferentes profundidades y fracciones, etc.) y a la poca disponibilidad de datos que caracterizan a los suelos y los respectivos sitios (altitud, clima, material parental, edad de la superficie, etc.), impide analizar los factores determinantes de la capacidad de captura de carbono. Urge una estrategia nacional para estandarizar la información puntual. También es claro que los Andosoles son los suelos mejor caracterizados en cuanto el potencial de almacenamiento de COS y los procesos de estabilización de la materia orgánica en relación a los otros seis tipos de suelos dominantes bajo las coberturas de bosques templados.

Efecto del Cambio de Uso sobre el COS en Suelos de Bosques Templados

Los cambios en el COS y los flujos de C son el resultado de cambios locales, los cuales son generados por las actividades humanas como el uso y manejo del suelo, los incendios, la regeneración, la sustitución de especies, entre otros (Cuadros 5 y 6). El cambio de uso del suelo es uno de principales emisores de CO₂ por deforestación (Detwiller y Hall, 1988), siendo ésta la segunda causa de emisión de CO₂ a la atmósfera (12.9 y 54.1 Mg C año⁻¹ por deforestación de bosques templados y tropicales, respectivamente) (Maser *et al.*, 1997). Recientemente, de Jong *et al.* (2010) estimaron que las emisiones netas de C del suelo en los bosques son de 23.7 Tg C año⁻¹ para el período 1993-2002, sin embargo, los mayores flujos de emisiones UTCUTS se han producido sobre todo en el sur de México. Por otro lado, es bien conocido que las actividades antrópicas (cambios de cobertura, cambios de uso de suelo y tipos de manejo) generan gradientes ambientales y espaciales

complejos, lo cual dificulta realizar estimaciones regionales precisas de acumulación de C (Powers y Veldkamp, 2005).

Los efectos de la conversión de bosques a otros usos/coberturas sobre el COS han sido revisados por varios autores (Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002). Los análisis de las tasas de deforestación de dichos ecosistemas no han sido constantes ni homogéneos en el espacio ni en el tiempo, como consecuencia existe una marcada heterogeneidad espacial en los almacenes de C en el suelo y sus flujos a escala regional y paisajística, aspectos que han sido evaluados aisladamente. En general, la conversión a la agricultura causa disminución de los almacenes de COS (promedio de cambio: -22%; Murty *et al.*, 2002). Esto se ha explicado por el incremento en la tasa de descomposición de la MOS, la modificación de la cantidad y calidad de los residuos, cambios en la estructura del suelo, la fragmentación y redistribución de residuos, así como el aumento de procesos erosivos (Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002; Lal, 2004).

Específicamente en Andosoles, este tipo de cambio de uso del suelo ha sido poco estudiado, registrándose únicamente tres casos en la presente revisión (Kawahigashi *et al.*, 2003; Lemenih *et al.*, 2005; Campos, 2006). En conjunto, las respuestas del COS no evidencian una tendencia como se ha observado en otros suelos (Guo y Gifford, 2002). Mientras Kawahigashi *et al.* (2003) no observaron cambios en el C orgánico en el suelo superficial luego de la conversión de bosques deciduos, Campos (2006) registró una disminución del COS asociada a un incremento significativo de los flujos de CO₂. Lemenih *et al.* (2005), quienes estudiaron una cronosecuencia de uso agrícola, registraron una disminución de los almacenes de COS en los primeros 10 cm de profundidad luego de 10 años de uso. Aunque los resultados de Kawahigashi *et al.* (2003) y Lemenih *et al.* (2005) muestran tendencias diferentes, sugieren que el efecto del uso agrícola depende de la profundidad del perfil del suelo (Cuadro 4). Lemenih *et al.* 2005 registró incrementos importantes de 10-20 cm de profundidad, los cuales compensaron en gran medida las pérdidas superficiales de C orgánico. Contrariamente y a pesar de no registrar cambios en el suelo superficial, Kawahigashi *et al.* (2003) observaron en horizontes más profundos una disminución importante del almacén de C orgánico, lo cual condujo a una pérdida significativa en el almacén total (Cuadro 5).

Cuadro 4. Almacenes de carbono en diferentes tipos de suelos cubiertos por bosques de pino y oyamel en el centro de la Faja Volcánica Transmexicana. El clima que prevalece en estos sitios es Cw con abundantes lluvias en verano (precipitación 1000-1200 mm; temperatura 10-14°C), régimen ústico e isomésico, excepto el sitio Catedral Ph, ubicado en un clima más cálido y seco (Peña-Ramírez *et al.*, 2015).

Tipo de suelo	Localidad	Horizonte	Profundidad	Ped	DA	C	C/N	C	Especie dominante	Evidencia de perturbación
Edad			Dm	%	g cm ⁻³	%		Mg ha ⁻¹		
Leptosol hiperesquelético mólico (1835 años AP.)	Chichinautzin P	L	+(7.1-3)		0.02	47.4	44.8	3.1	<i>Pinus montezumae</i>	Remoción de roca
		Of	+(3-0)		0.11	44.1	31.1	14.2		
		Ah1	0-6	40	0.56	32.6	14.6	65.7		
		Ah2	6-20	80	0.56	11.0	16.4	17.3		
		AC	20-35	90	0.56	6.9	16.1	5.8		
								106.1		
Leptosol hiperesquelético mólico (835 años AP.)	Chichinautzin A	L	+(4.5-1.8)		0.04	45.9	35.2	5.0	<i>Abies religiosa</i>	Remoción de roca
		Of	-(1.8-0)		0.09	39.6	23.8	6.5		
		Ah1	0-5	15	0.55	12.8	16.9	29.9		
		Ah2	5-20	80	0.55	8.5	21.4	14.0		
		AC	20-30/40	90	0.55	5.6	19.4	4.6		
								60.1		
Andosol vítrico mólico (1000 años AP.)	Popocatepetl P	L	+(5.9-2.6)		0.04	46.8	55.6	5.7	<i>Pinus montezumae</i>	Pastoreo e incendios superficiales
		Of	+(2.6-0)		0.18	34.6	34.0	16.3		
		Ah	0-9	0	0.85	6.4	13.5	48.7		
		AC	9-23	0	1.15	3.6	14.8	57.0		
		2C	23-37/46	0	1.12	2.3	14.6	48.3		
		3C	37/46-59	0	1.21	0.8	19.3	16.3		
		4AC	59-67	0	1.20	0.9	22.5	8.6		
		4C	67-85	0	1.25	0.4	20.0	9.0		
		5AC	85-97	0	1.20	1.2	19.9	17.2		
								233.6		
Andosol vítrico léptico mólico (3800 años AP.)	Guespalapa P1	L	+(7.2-4.6)		0.12	39.2	33.5	12.5	<i>Pinus montezumae</i>	Pastoreo e incendios superficiales
		Of	+(4.6-0)		0.09	42.0	31.9	16.8		
		Ah1	0-7	1	0.89	5.6	16.0	34.7		
		Ah2	7-27	1	0.84	4.4	16.0	72.8		
		AC	27-30/41	30	0.78	2.3	15.0	10.4		
								147.2		
Andosol vítrico mólico (3800 años AP.)	Guespalapa P2	L	+(6.8-2.3)		0.02	47.2	44.2	5.0	<i>Pinus montezumae</i>	Pastoreo e incendios superficiales
		Of	+(2.3-0)		0.11	32.4	26.6	7.9		
		Ah1	0-8	1	0.64	6.6	15.8	33.7		
		Ah2	8-35/46	1	0.73	5.9	15.9	137.5		
		Bw1	35/46-75	4	0.81	1.2	15.2	32.4		
		Bw2	75-108	6	0.88	1.0	15.6	27.7		

Tipo de suelo	Localidad	Horizonte	Profundidad	Ped	DA	C	C/N	C	Especie dominante	Evidencia de perturbación
Edad			Dm	%	g cm ⁻³	%		Mg ha ⁻¹		
		BC	106-116/140	6	0.87	0.6	15.0	9.8		
		Cw1	116/140-160/170		0.73	0.2	9.5	5.1		
		Cw2	160/170-260		0.72	0.1	7.0	4.8		
		2Bw	260-285	0	0.89	0.7	14.6	16.3		
								280.3		
Andosol silándico mólico (6200 años AP.)	Tlálloc P	L	+(6.1-1.8)		0.02	45.7	56.3	4.3	<i>Pinus montezumae</i>	Pastoreo e incendios superficiales
		Of	+(1.8-0)		0.15	41.4	35.1	11.3		
		Ah	0-7/10	0	0.44	8.7	18.5	32.6		
		2AB	7/10-29/32	0	0.51	5.6	16.1	62.7		
		2Bw	29/32-50	0	0.47	3.5	14.2	31.7		
		3Bw	50-68	0	0.50	3.3	13.7	29.4		
		4Bw	68-95	1	0.62	2.9	14.4	47.5		
		5Ah	95-108	0	0.60	3.7	19.3	28.4		
		5C1	108-120	0	0.79	1.7	17.0	16.2		
		5C2	120-134	0	0.78	0.6	14.5	6.3		
		6AC	134-142		0.77	1.7	13.8	10.2		
								280.4		
Andosol silándico mólico (6200 años AP.)	Tlálloc A	L	+(7.8-3.8)		0.06	44.1	31.4	11.2	<i>Abies religiosa</i>	Pastoreo e incendios superficiales
		Of	+(3.8-0)		0.12	41.7	27.0	18.3		
		Ah	0-7	1	0.51	14.0	16.3	49.1		
		AB	7-22/25	1	0.66	3.1	14.0	33.2		
		Bw1	22/25-35	0	0.55	3.0	14.1	18.8		
		Bw2	35-55/61	0	0.56	3.0	14.5	39.4		
		2AB	55/61-80	0	0.68	2.5	14.7	37.5		
		2AC	80-93	0	0.78	2.0	14.4	20.4		
								227.7		
Andosol silándico mólico (8000 años AP.)	Cuauhtzin P	L	+(6.9-2.8)		0.04	44.6	45.0	8.1	<i>Pinus montezumae</i>	Incendios superficiales
		Of	+(2.8-0)		0.07	39.7	33.7	8.0		
		Ah	0-6/8	0	0.25	18.6	20.3	32.3		
		2Ah1	6/8-28/47	0	0.64	7.1	14.5	138.9		
		2Ah2	28/47-73/79	0	0.59	5.0	14.0	112.6		
		2AB	73/79-108/114	0	0.62	3.5	12.4	75.2		
		2Bw	108/114-125	0	0.60	2.3	11.4	19.1		
		3Bw	125-141	0	0.62	2.8	12.6	27.9		
		4Bw	141-190	0	0.76	2.4	15.0	89.4		
		5Bw	190-229	0	1.01	1.0	11.4	40.3		
		6C	229-260	0	1.08	0.2	5.5	5.5		
		7C	260-270	0	1.13	0.2	7.3	2.5		
								559.8		
Andosol silándico mólico (10 000 años AP.)	Pelado P1	L	+(9.4-4.1)		0.03	45.7	47.6	6.4	<i>Pinus montezumae</i>	Pocas evidencia de perturbación
		Of	+(4.1-1.4)		0.11	37.5	32.7	10.8		

Tipo de suelo	Localidad	Horizonte	Profundidad	Ped	DA	C	C/N	C	Especie dominante	Evidencia de perturbación
Edad			Dm	%	g cm ⁻³	%		Mg ha ⁻¹		
		Oh	-(1.4-0)		0.14	26.9	24.4	5.2		
		Ah1	0-8/13	0	0.45	14.5	18.2	68.2		
		Ah2	8/13-40/46	0	0.59	6.5	14.3	124.5		
		AB	40/46-68/82	0	0.65	3.6	12.7	74.0		
		Bw	68/82-120/132	0	0.73	1.8	12.1	67.7		
		2Bw	120/132-168	0	0.86	0.9	12.4	31.4		
		2BC	168-179	2	0.99	0.3	11.3	3.6		
		C	179-193/200	2	1.12	0.1	15.0	0.3		
								392.2		
Andosol silándico mólico (10 000 años AP.)	Pelado P2	L	+(8.3-4.6)		0.05	46.3	52.0	9.0	<i>Pinus montezumae</i>	Poca evidencia de perturbación
		Of	+(4.6-0)		0.10	34.6	28.4	15.6		
		Ah1	0-18/29	1	0.54	8.9	16.4	111.8		
		Ah2	18/29-70	1	0.64	5.3	14.6	154.1		
		Bw1	70-88	0	0.61	1.5	12.8	16.8		
		Bw2	88-137	0	0.71	1.3	12.7	44.4		
		2Bw	137-176.5	0	0.75	0.8	13.2	23.5		
		C	176.5-180	2	1.12	0.1	15.0	0.3		
								375.4		
Andosol silándico mólico (30 500 años AP.)	Malacatépetl P	L	+(9.8-3.8)		0.04	44.0	45.7	9.6	<i>Pinus montezumae</i>	Tala e incendios superficiales
		Of	+(3.8-0)		0.11	36.7	29.9	15.0		
		Ah1	0-9	0	0.62	6.8	17.4	37.9		
		Ah2	9-21	0	0.54	5.7	15.8	37.0		
		AB	21-42/48	0	0.59	3.1	13.9	43.5		
		2Bw	42/48-60	0	0.63	1.7	12.4	16.3		
		3Bw	60-84	0	0.63	1.7	13.2	26.0		
		4Bw1	84-95	0	0.71	1.5	13.7	11.7		
		4Bw2	95-137	0	0.78	0.9	14.7	28.9		
		4BC	137-145/152	0	0.81	0.4	11.0	4.1		
		5C1	145/152-174	0	1.1	0.2	9.0	5.0		
		5C2	174-282	0	1.26	0.0	3.0	4.1		
		6Bw	282-290	0	0.97	0.3	0.6	2.1		
		Rw	290-300	0	0.74	0.5	13.0	3.8		
								245.1		
Andosol silándico mólico (100 000 años AP.)	Catedral P	L	+(5.4-1.6)		0.02	47.5	57.0	3.8	<i>Pinus montezumae</i>	Tala y pastoreo
		Of	+(1.6-0)		0.05	42.0	36.5	3.6		
		Ah	0-8/10	0	0.52	13.2	14.2	61.6		
		2AB1	10/8/2018	1	0.57	8.5	13.5	43.4		
		2AB2	18-37	1	0.62	5.6	14.1	65.8		
		3Bw1	37-51	1	0.78	1.4	11.8	15.3		
		3Bw2	51-76	1	0.97	0.8	11.4	19.2		
		4Bw	76-109/116	1	1.02	0.7	11.0	24.4		

Tipo de suelo	Localidad	Horizonte	Profundidad	Ped	DA	C	C/N	C	Especie dominante	Evidencia de perturbación
Edad			Dm	%	g cm ⁻³	%		Mg ha ⁻¹		
		5Bw	109/116-135	0	0.95	0.7	11.5	14.8		
		6Cw1	135-146	3	1.13	0.5	11.6	5.6		
		6Cw2	146-173	5	1.00	0.9	14.8	22.8		
		6Cw3	173-189		1.05	0.7	13.4	11.2		
								291.5		
Andosol silándico mólico (100 000 años AP.)	Catedral A	L	+(5.2-1.6)		0.02	42.3	25.1	2.8	<i>Abies religiosa</i>	Tala y pastoreo
		Of	+(1.6-0)		0.07	30.3	19.7	3.4		
		Ah1	0-9	0	0.56	14.6	16.4	74.0		
		Ah2	9-18	1	0.55	10.1	15.5	49.2		
		AB	18-35/41	1	0.52	5.7	14.3	59.0		
		Bw	35/41-62	1	0.6	2.9	13.8	41.6		
		BC	62-73	0	0.69	1.6	13.5	12.4		
		Cw1	73-86	5	0.74	0.9	13	8.3		
		Cw2	86-105	50	1.00	0.3	10.3	3.0		
		Cw3	105-120	10	1.07	0.3	10.7	4.6		
								258.3		
Phaeozem háplico (30 500 años AP.)	Malacatépetl A	L	+(6.4-2.1)		0.04	43.3	36.3	7.5	<i>Abies religiosa</i>	Tala e incendios superficiales
		Of	+(2.1-0)		0.14	38	33.3	10.7		
		Ah1	0-12	0	0.53	8.5	18.4	53.3		
		AB	12-24/47	1	0.72	3.8	16.4	62.8		
		2Bw1	24/47-45	0	0.85	1.6	14.5	12.9		
		2Bw2	45-71/75	0	0.92	1.1	16.1	29.2		
		2Bw3	71/75-108/118	0	0.81	1.0	14.1	32.1		
		2Bw4	108/118-150	1	0.97	0.8	13.3	28.3		
		3AB	150-180/187	30	0.85	1.0	14.7	20.6		
		3Bw	180/187-212	30	0.64	1.0	17.3	13.3		
		4Ah	212-260	30	0.67	1.0	24.8	22.2		
		4AC	260-293	30	0.68	0.6	20.3	9.6		
								302.6		
Lixisol cutánico (100 000 años AP.)	Catedral Ph	L	+(8.7-4.1)		0.02	48.2	52.8	4.2	<i>Pinus hartwegii</i>	Tala y pastoreo
		Of	+(4.1-0)		0.1	43.5	40.3	18.7		
		Ah	0-6	0	0.84	9.5	24.9	47.7		
		ABt(g)	6-20	0	1.15	1.1	14.1	18.1		
		Bt(g)	20-40	0	1.07	1	12.9	22.1		
		2Bt(g)1	40-70	0	1.22	0.4	7.8	14.3		
		2Bt(g)2	70-91	0	1.19	0.3	6.2	7.7		
		2Bt(g)3	91-114/115	0	1.19	0.3	7.3	8.1		
		2Bt(g)4	114/115-131	0	1.24	0.3	6.5	5.3		
		2Bt(g)5	131-150	0	1.23	0.3	6.5	6.1		
		2Bt(g)6	150-173	0	1.19	0.2	5.8	6.3		
		2Bt(g)7	173-183	0	1.18	0.2	5.3	2.5		
								161.2		

Ped: Pedregosidad; DA: densidad aparente.

En el Cofre de Perote, Veracruz, se reporta que en los Andosoles silándicos la pérdida de C luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura fue menor en comparación con los Andosoles vítricos del piedemonte noroccidental. Evidencia de esta menor vulnerabilidad a la transformación a la agricultura son la menor pérdida de COS superficial (0-10 cm) en los Andosoles silándicos en relación con el CT de referencia; en contraste con una disminución en Perote y la falta de cambios en la concentración de C en los horizontes subsuperficiales y profundos de los Andosoles silándicos de Los Pescados y El Conejo. Esta menor susceptibilidad del CT de Andosoles silándicos se relaciona con una mayor estabilización de la MOS debido a las altas concentraciones de complejos Al-humus y órgano minerales, en comparación con los Andosoles vítricos del piedemonte (Gamboa y Galicia, 2011).

En Michoacán, los bosques de *Q. rugosa* utilizados para la elaboración de carbón, disminuyen la concentración y la tasa de mineralización de C orgánico en los primeros centímetros, pasando de 114 a 55 g kg⁻¹ (Gómez-Luna *et al.*, 2009). En la temporada seca la actividad microbiana es inhibida, por lo que se acumula la MOS y no hay ningún flujo de mineralización de C. Por otra parte, las quemaduras redujeron la cantidad de CO₂ después de 28 días debido a que reduce la cantidad de materia orgánica del suelo y el sustrato de C para los microorganismos del suelo (Gómez-Luna *et al.*, 2009).

En Atécuaro Michoacán en suelos de tipo Cambisol y Andosol, el cambio de bosques de encinos (130 g C kg) a pastizales (48 g C kg) reduce el COS en un 63%. El cambio de uso de suelo tuvo un impacto negativo y significativo en el COS asociado a las fracciones arcillosa y limosa (Covaleda *et al.*, 2011). La MOP fue la fracción más sensible al cambio de uso del suelo, seguida por las fracciones de limos y arcillas que tenían menos C después de la conversión de bosques en tierras de cultivo y pastizales. La pérdida de cubierta forestal podría ser la razón de la disminución de la materia orgánica particulada (Covaleda *et al.*, 2011). Esto significa no sólo la pérdida del COS, sino de sus mecanismos de protección física.

En el suelo de conservación del Distrito Federal, México, el cambio de uso de suelo reduce el COS, por ejemplo los suelos bajo los bosques de *A. religiosa* contienen más COS (145 Mg ha⁻¹), que los que se han convertido a agricultura (46 Mg ha⁻¹) y pastizales (90 Mg ha⁻¹). En relación a la agricultura, los cultivos

que se siembran en surcos como el maíz generalmente retienen menos de la mitad de COS (39 Mg ha⁻¹), en comparación con los cultivos de cobertera, como la avena forrajera (49 Mg ha⁻¹), debido al manejo de residuos (Vela *et al.*, 2012). Esto significa que no sólo el cambio de uso de suelo, sino también el tipo de cultivo y las prácticas de manejo influyen en la pérdida de COS.

Otra de las trayectorias en la conversión de bosques es su transformación a pastizales y el posterior establecimiento de plantaciones forestales. Murty *et al.* (2002) reportan cambios en los almacenes de COS de -50% a + 160% por la conversión de zonas forestales a pastizales (Cuadro 5). Por su parte, Guo y Gifford (2002) concluyen que la conversión de bosque a pastizal causa un incremento del 8 % en los almacenes de C. En Andosoles se han observado tanto incrementos como reducciones en los contenidos de COS (Parfitt *et al.*, 2003; Huygens *et al.*, 2005; Campos, 2006) como respuesta a la conversión de bosques a pastizales (Ross *et al.*, 1999; Kawahigashi *et al.*, 2003) (Cuadro 4), mientras que la respuesta del COS ante la conversión de pastizales a plantaciones forestales disminuye en forma consistente (Ross *et al.*, 1999; Parfitt *et al.*, 2003; Huygens *et al.*, 2005). Esto último podría ser atribuido parcialmente a la degradación de la estructura del suelo y la consecuente pérdida de protección física de la MOS implicada en el establecimiento de las plantaciones. También se ha planteado que la implementación de un monocultivo forestal implica una disminución de los ingresos de C (Guo y Gifford, 2002). Por su parte, los pastizales mantienen una cobertura constante del suelo y tienen altas tasas de recambio y productividad, particularmente subterránea; como resultado de esto tiene lugar una intensa formación de MOS estable (Brown y Lugo, 1990; Huygens *et al.*, 2005).

Efecto del Cambio de Uso sobre la Fracción Biológicamente Activa en Suelos de Bosques Templados

Los cambios de uso del suelo pueden influir negativamente en la concentración de las fracciones orgánicas lábiles (p. ej.: materia orgánica disuelta, materia orgánica particulada, biomasa microbiana) y en la formación de moléculas estables (p. ej.: interacciones órgano-minerales, productos de resíntesis microbiana), las cuales influyen positivamente en el secuestro de carbono. Rees *et al.* (2005), sugieren que el tipo de

Cuadro 5. Almacenes de Carbono (Mg ha⁻¹) y cambios derivados del UTCUTS en Andosoles

Profundidad	Cobertura original	PP	Bosque	Pastizal	Edad	Cambio	Agricultura	Edad	Cambio	Plantación	Edad	Cambio	Referencia	
cm		mm año ⁻¹	- - Mg C ha ⁻¹ - -		años	%	Mg C ha ⁻¹	años	%	Mg C ha ⁻¹	años	%		
0-10	Bosque mesófilo	1500	63	62	42	-2				43	16	-31	Ross <i>et al.</i> , 1999	
10-20			48	40		-17				29		-28		
Total				111	102		-8				72		-29	
0-10	Bosque de <i>Notofagus</i>		35	56	70	60				36	22	-36	Parfitt <i>et al.</i> , 2003	
0-10		1600	58	67	50-100	16				43	16	-36	Huygens <i>et al.</i> , 2005	
10-20				40	48		20				33		-31	
20-30				34	58		71				24		-59	
Total				132	173		31				100		-42	
0-25			3459		62	20					99	20	60	López-Ulloa <i>et al.</i> , 2005
0-25			3485		74	18					104	16	41	
0-25			4860		89	13					83	21	-7	
0-25			4038		80	15					95	15	19	
0-25			2310		90	3					116	15	29	
0-25		2798		129	6					108	15	-16		
0-25		3030		81	20					94	17	16		
0-25		3150		67	30					71	11	6		
0-25		3080		70	16					73	10	4		
0-25		3402		82	7					69	11	-16		
0-25		3114		56	30					52	7	-7		
0-25		3467		87	20					99	10	14		
0-10	Bosque deciduo	1060		81	100		73	20	-10				Parfit <i>et al.</i> , 1997	
10-20				64			61		-5					
Total					145			134		-8				
0-10		1250	44	50		16	44		0				Kawahigashi <i>et al.</i> , 2003	
20-30			68	46		-32	46		-32					
40-50			47	46		-2	40		-15					
Total			158	142		-11	130		-18					
0-10	Bosque de coníferas	2140	36	43		19								
20-30			36	18		-50								
40-50			27	18		-34								
Total				99	80		-19							
0-10	Bosque seco de montaña	1200	52				54	7	3				Lemenih <i>et al.</i> , 2005	
10-20				16			39		148					
Total				68				93		37				
0-10			1200					43	10	-17				

Profundidad	Cobertura original	PP	Bosque	Pastizal	Edad	Cambio	Agricultura	Edad	Cambio	Plantación	Edad	Cambio	Referencia
cm		mm año ⁻¹	- -	Mg C ha ⁻¹ - -	años	%	Mg C ha ⁻¹	años	%	Mg C ha ⁻¹	años	%	
10-20							35		118				
Total							78		14				
0-10		1200					42	26	-19				
10-20							35		121				
Total							77		13				
0-10		1200					36	34	-31				
10-20							31		99				
Total							67						
0-10		1200					40	53	-23				
10-20							29		82				
Total							69		2				

PP = precipitación.

suelo y la forma en cómo es manejado determina en gran medida las entradas de MO y con ello también la acumulación de humus en el suelo. Joliviet *et al.* (1995) encontraron que la transformación de bosques templados a cultivos de maíz reduce a la mitad el C orgánico del suelo (COS) en tres décadas; mientras que el manejo forestal sólo reduce alrededor del 10% del COS en ese mismo período. El cambio de uso/cobertura del suelo puede afectar diferencialmente las fracciones de COS. Particularmente, los cambios en una fracción lábil como la biomasa microbiana son de gran importancia debido a que la mayoría de los procesos en el suelo ocurren a través de reacciones mediadas por microorganismos, siendo la actividad microbiana responsable de la circulación de carbono y nutrientes en el suelo (Nannipieri y Badalucco, 2003).

Particularmente, en los Andosoles, la respuesta del COS en pastizales depende del tipo de manejo (Fearnside y Barbosa, 1998). Huygens *et al.* (2005), quienes registraron un incremento del 31% en el CO luego de la conversión de bosques a pastizales, observaron en estos últimos, tasas de mineralización potencial de C menores, así como una mayor tasa de mineralización de residuos de depositación reciente asociada a un menor porcentaje de C en esta misma fracción lábil (Cuadro 6). Esta respuesta puede explicarse por la disminución del pH del suelo derivada de las prácticas de manejo, lo cual facilita la formación de complejos del tipo metal-humus-arcillas, mejora la protección física del COS y consecuentemente, disminuye la actividad microbiana (Huygens *et al.*,

2005). En respuesta a este incremento en la protección de parte de la MOS, los microorganismos pueden utilizar otras fracciones lábiles no protegidas como la materia orgánica particulada ligera, conduciendo cambios en esta fracción del COS.

Parfitt *et al.* (2003) también observaron efectos del manejo de pastizales sobre COS y explicaron los mayores contenidos de COS, tasas de mineralización potencial y C en biomasa microbiana en pastizales manejados, debido a las bajas concentraciones de lignina y los altos contenidos de C lábil. Mayores cantidades de C lábil, en forma de MOS de mejor calidad que los residuos forestales, podrían haber sido incorporadas al suelo por los pastos, leguminosas y el ganado, los cuales son luego procesados por los microorganismos (Parfitt *et al.*, 2003). Campos (2006) registró resultados similares que relacionan las altas tasas de mineralización potencial de pastizales con una alta producción primaria de estos sistemas y con cambios en las comunidades bióticas derivadas del UTCUTS (Cuadro 6). En general, estos resultados asocian el incremento de los almacenes de C con un aumento en fracciones lábiles y en la actividad microbiana. Por el contrario, Ross *et al.* (1999) observaron una disminución de los almacenes de C en pastizales asociada a una mayor tasa de mineralización potencial y a un mayor valor de qCO_2 (respiración: $C_{\text{microbiano}}$) en comparación con zonas forestales. Argumentando también diferencias cualitativas entre los sustratos de coberturas herbáceas vs. forestales, Ross *et al.* (1999) relacionan la disminución de los almacenes de C con

Cuadro 6. Impacto del UTCUTS sobre la actividad microbiana en Andosoles.

Fracción de COS	Uso/Cobertura					Referencia
	Profundidad (cm)	Bosque	Pastizal	Cultivo	Plantación	
Mineralización (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹)	0-10	1.6	2.9		1.3	Ross <i>et al.</i> , 1999
	10-20	11	0.7		0.7	
C microbiano (mg kg ⁻¹)	0-10	1600	1600		858	
	10-20	819	473		482	
C microbiano (100)/C total	0-10	1.4	1.5		1.1	
	10-20	1.2	0.8		0.9	
qCO ₂ (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ Cmic h ⁻¹)	0-10	1.3	2.6		1.9	
	10-20	1.7	1.7		1.6	
Mineralización potencial (g C-CO ₂ m ⁻² d ⁻¹)	0-10	0.495	0.196		0.266	Huygens <i>et al.</i> , 2005
	10-20	0.192	0.092		0.135	
	20-30	0.142	0.087		0.087	
Mineralización constante LF (g C-CO ₂ kg ⁻¹ d ⁻¹)		0.131	0.137		0.0747	
C total (%) en LF	0-10	6.5	1.7		3.1	
	10-20	2.1	1.1		2.1	
	20-30	2.7	0.6		1.6	
Mineralización (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹)		1.19	2.94	1.82		Campos, 2006

un consecuente enriquecimiento en formas lábiles de C en pastizales derivado de raíces y mantillo, con lo cual explican la mayor actividad microbiana y la disminución de los almacenes derivada de esta intensa actividad (Cuadro 6).

En México, Saynes *et al.* (2012), Gamboa y Galicia (2011; 2012) analizaron el efecto del manejo forestal y el cambio de uso de suelo sobre los flujos de CO₂ y la actividad microbiana del suelo. En Ixtlán de Juárez se evaluaron los flujos de CO₂ en Luvisoles y Cambisoles sujetos a diferentes lapsos de tiempo de extracción forestal y bajo dos condiciones de precipitación (Saynes, 2012⁴). En la localidad con mayor precipitación la producción de CO₂ luego de uno (2.7 ± 0.14 mg g⁻¹) y 20 años de aprovechamiento forestal (1.8 ± 0.23 mg g⁻¹), no fue diferente de la registrada en el suelo del bosque de referencia (2 ± 0.29 mg g⁻¹). Sin embargo, el tiempo

de abandono tuvo un efecto significativo sobre las emisiones acumuladas de CO₂, las cuales fueron significativamente mayores en el bosque con un año de aprovechamiento que en el de 20 años. El COS siguió el patrón descrito anteriormente (bosque de 1 año > bosque de referencia > bosque de 20 años). En la localidad con menor precipitación, el flujo CO₂ fue estadísticamente similar entre el bosque de referencia (2.7 ± 0.39 mg g⁻¹), el bosque de 1 año (2.7 ± 0.25 mg g⁻¹) y el bosque de 20 años después del aprovechamiento (1.9 ± 0.27 mg g⁻¹). El aprovechamiento forestal disminuyó 16% y 29% la concentración de COS después de 1 y 20 años, en comparación con el bosque de referencia. La tasa de mineralización (k) sugiere un incremento de la disponibilidad de sustratos lábiles luego de un año del aprovechamiento, la cual disminuye transcurridos 20 años desde la extracción (Saynes *et al.*, 2009; 2012).

Estos resultados en la cantidad total de C y en la tasa de mineralización sugieren una mayor disponibilidad de materia orgánica lábil en el bosque de un año, lo que pudo favorecer un mayor contenido de materia orgánica potencialmente mineralizable y emisiones acumuladas de CO₂ del suelo en este bosque. Estos efectos combinados con la alta precipitación media en este sitio probablemente favorecen la mineralización de la MOS, incrementando la emisión de CO₂ (Saynes *et al.*, 2009; 2012).

En el Cofre de Perote se utilizó un mosaico de coberturas de uso de suelo, que representa diferentes trayectorias de uso de suelo (deforestación-uso agrícola-regeneración) para evaluar los flujos de CO₂ (Gamboa, 2012⁵). En la localidad de Perote las unidades correspondieron a una plantación forestal de 30 años (cobertura de referencia), un área cultivada con maíz desde hace aproximadamente 50 años y que estuvo previamente cubierta con bosque de *Pinus* sp. y una zona que fue reforestada hace 15 años. Este sitio se localiza a una altitud de 2550 m, tiene una temperatura media anual de 11 °C y una precipitación total anual de 650 mm. En Los Pescados, las unidades correspondieron a un bosque de referencia (*P. montezumae* y *Abies religiosa*), un cultivo (papa) y una reforestación de 12 años (*P. montezumae* y *A. religiosa*). Este sitio se localiza a una altitud de 3550 m, tiene una temperatura media anual de 8.7 °C y una precipitación total anual de 1078 mm. En la localidad Los Pescados el cambio de uso del suelo modificó la producción acumulada de CO₂; el suelo del bosque de referencia presentó mayor producción de CO₂ (3.9 ± 0.28 y 1.10 ± 0.97 mg g⁻¹) que el uso agrícola (1.1 ± 0.10 mg g⁻¹) y la regeneración (1.9 ± 0.28 mg g⁻¹). No obstante que las emisiones acumuladas de CO₂ de regeneración fueron mayores que las de las áreas agrícolas, esta diferencia no fue estadísticamente significativa (Campos, 2004 y 2006). La concentración de C orgánico disminuyó con la transformación de áreas forestales a la agricultura y se observó una recuperación relacionada con la regeneración. La mayor tasa de descomposición (k) se observó en el cultivo, indicando un incremento de la disponibilidad de sustratos orgánicos lábiles o menos estabilizados debido al establecimiento de áreas agrícolas. El C orgánico correspondió a 61, 14 y 23 mg CO g⁻¹ C en el bosque de referencia, el área agrícola y la reforestación, respectivamente, lo que significa un agotamiento en los sistemas de cultivo y regeneración. Los suelos agrícolas estudiados registraron una tasa

mayor de mineralización, indicando un incremento del C orgánico, lo cual supone una disminución de las reservas de COS. Este aumento de la mineralización lábil del COS se debe a la modificación tanto de la calidad de los residuos orgánicos como de los mecanismos de protección debido a la deforestación y las estrategias de manejo agrícola (Guo y Gifford, 2002; Six *et al.*, 2002). La recuperación de la cubierta forestal luego del uso agrícola a través de la reforestación, incrementó las emisiones potenciales de CO₂ y el C de la materia orgánica potencialmente mineralizable. Aunque no se recuperaron los niveles de referencia, el C en la materia orgánica potencialmente mineralizable fue 5.6 veces mayor en la reforestación en comparación con los suelos agrícolas. Probablemente la recuperación de los niveles de C de esta fracción está relacionada con el incremento de la biomasa aérea, y por ello a un mayor ingreso de residuos orgánicos. En Perote el porcentaje del COS fue superior en la reforestación comparado con el correspondiente al suelo forestal de referencia, lo cual podría estar relacionado con la disponibilidad de la materia orgánica lábil debido a la escasa mineralización (k = 0.008). En este sentido, la tasa de mineralización indica que bajo la cobertura de reforestación la materia orgánica potencialmente mineralizable es menos lábil que la observada en las demás coberturas, favoreciendo procesos de acumulación de C en el suelo (Saynes *et al.*, 2009). Asimismo, la respiración del suelo disminuyó con el aumento de la temperatura y disminución de la disponibilidad de agua del suelo en la época seca, mientras que aumentó, con condiciones no limitantes de agua en el suelo en el verano. Estos resultados revelaron que la respiración del suelo es menos sensible a la humedad a temperaturas más bajas, pero se vuelve más sensible a altas temperaturas cuando el agua no es un factor limitante.

Los flujos de carbono y los procesos de estabilización de la MOS son escasamente estudiados en los bosques templados; nuevamente domina la literatura sobre los Andosoles en relación a los otros tipos de suelos. Por otra parte, la modificación del COS está más estudiada bajo diferentes trayectorias de usos de suelo, particularmente su transformación a la ganadería, que otros factores de perturbación como los incendios y la sustitución de especies. Es necesario señalar también que existen más estudios en los bosques de pinos que en los de encinos, por lo cual es necesario ampliar los estudios en estos últimos. Finalmente, los flujos de CO₂ están regulados por las actividades antrópicas y

⁵ Gamboa-Cáceres A. M. 2012. Dinámica del carbono edáfico en ecosistemas templados y bajo diferentes sistemas de uso del suelo, Cofre de Perote (Veracruz). Tesis Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad Nacional Autónoma de México.

las variables de temperatura y precipitación debido a la estacionalidad de la precipitación y temperatura en estos ecosistemas.

Algunas Consideraciones Futuras

En este trabajo los autores coinciden con las conclusiones que Paz *et al.* (2014) han sugerido en el sentido de que a la fecha de esta revisión no existe una explicación satisfactoria de los mecanismos implicados en el aumento o disminución de los sumideros de carbono terrestres, por lo que es necesario continuar las observaciones de laboratorio y de corto plazo e incrementar las de mediano y largo plazo en el campo. Asimismo, es importante generar información sobre los mecanismos de retroalimentación positivos y negativos que afecten la respuesta de las plantas y el suelo bajo diferentes tipos de suelos, y en los suelos con mayor distribución en México.

Existen algunos estudios sobre dinámica del C asociados principalmente a los reservorios de la biomasa aérea realizados en el país, pero poco se conoce sobre la dinámica de acumulación del COS. A pesar de la importancia del almacenamiento de COS que suponen los bosques templados, los suelos que les dan soporte no han sido suficientemente analizados desde una aproximación multifactorial (edad de la superficie, clima, geología, geomorfología y tipos de vegetación) que es como éstos se desarrollan. Esto es relevante ya que la interacción con los factores antes mencionados y aunado al uso y manejo del suelo, tanto actual como histórico, han influenciado la dinámica de C en las diferentes fracciones de la MOS. Es imperativo señalar que los suelos bajo los bosques templados mexicanos difieren en diversidad y composición de los bosques templados de latitudes medias, lo que probablemente genera diferentes procesos biogeoquímicos que merecen ser integrados en los modelos regionales y mundiales de los bosques templados para robustecer con datos de sistemas altamente heterogéneos la posible respuesta a escenarios de cambio global.

Las respuestas del COS de Andosoles a la conversión de bosques no presentan una tendencia clara en cuanto a su dirección o magnitud. Los cambios en diversas direcciones sugieren una fuerte dependencia de la respuesta del COS al escenario ambiental y de manejo, debido a una interacción entre la historia de uso y manejo y los factores determinantes de

la formación del suelo. El material parental y el clima son los determinantes de las principales características en estos suelos, siendo el primero el determinante en los mecanismos de estabilización del COS a través de las interacciones órgano-minerales, mientras que el clima es el principal conductor de la productividad del sistema. Además de estos dos factores, la posición en el paisaje es también un factor central en la dinámica natural de C y asimismo, se ha sugerido como un controlador de la respuesta del COS al UTCUTS en Andosoles. Sin embargo, es crucial que se analice el impacto de las diferentes trayectorias de uso de suelo y la gran diversidad de suelos sobre la dinámica y almacenamiento de COS en los bosques templados mexicanos. A continuación se delinean algunas consideraciones futuras para entender el COS de los suelos en estos ecosistemas.

Análisis de Efectos del Cambio de Uso del Suelo y Procesos de Estabilización del COS

Además de estudiar los efectos del UTCUTS sobre los almacenes totales es fundamental integrar fracciones que permitan caracterizar almacenes de diferente labilidad y entender la respuesta de los procesos de protección de la MOS al UTCUTS, ya que ésta puede ser diferente para cada una de las fracciones. Es importante identificar las fracciones de MOS más sensibles al cambio de uso, las cuales servirán como indicadores de corto plazo así como herramientas de verificación y monitoreo de cambios. Entender el cambio en almacenes totales es importante para establecer líneas de base en programas de manejo, sin embargo, es necesario entender simultáneamente la respuesta de los procesos implicados en la protección y dinámica de la MOS para realizar predicciones en términos de magnitud y dirección. Sin embargo, aún no existe evidencia clara de que sea en sentido negativo.

Análisis de Efectos en Todos los Horizontes del Suelo

Es importante analizar el efecto sobre el COS en todos los horizontes del suelo y no restringir el estudio a los superficiales o a profundidades sugeridas como las más susceptibles a los efectos del UTCUTS (p. ej.: 0-20 cm, capa arable). Realizar análisis únicamente de horizontes superficiales y no tomar en cuenta la variación ocurrida sobre fracciones menos

dinámicas (fracciones bioquímicamente estables) puede llevar a conclusiones sesgadas debido a sobre o subestimaciones de los almacenes de C.

Analizar Efectos del Manejo y Establecer Historias de Uso

El manejo del suelo modifica sus propiedades químicas, físicas y biológicas, lo cual puede influenciar fuertemente la dinámica de C y ser determinante en sus cambios tanto en magnitud como en dirección (Parfitt *et al.*, 2003; Huygens *et al.*, 2005; Campo, 2006). La falta de tendencias claras en la respuesta del COS al UTCUTS podría encontrar su explicación en los efectos diferenciales asociados al manejo de estos ecosistemas, por lo cual es necesario analizar claramente la historia de uso y manejo del sitio para establecer propuestas y alternativas de manejo.

Análisis Regionales y de Largo Plazo

Sin restar relevancia a la información derivada de estudios locales y de corto plazo o de cronosecuencias, es necesario implementar análisis a escalas regionales, así como establecer estudios de largo plazo que permitan entender la dinámica del C en escalas adecuadas para sustentar el planteamiento de estrategias de manejo de C. Estudios de este tipo permitirían establecer relaciones predictivas, como las planteadas por de Koning *et al.* (2005), aplicables no sólo a condiciones específicas si no extrapolables a otras regiones. Estudios comparativos con suelos formados a partir de rocas sedimentarias, han mostrado que este tipo de relaciones predictivas son mucho más fuertes en suelos volcánicos (de Koning *et al.*, 2003), lo cual es una ventaja al momento de establecer modelos de distribución espacial o dinámica temporal del CO.

La dinámica del COS depende de diversos factores que operan en distintas escalas espaciales y temporales. El clima, el material parental y la posición en el paisaje interactúan con el uso y manejo actuales e históricos del sistema determinando, la productividad, características edáficas y la dinámica de procesos erosivos y en consecuencia el COS. La mayoría de los estudios que analizan el efecto del UTCUTS se han conducido a escalas locales y bajo esquemas de sustitución de tiempo por espacio (cronosecuencias), dando resultados que en conjunto no apuntan hacia una tendencia clara

en la dinámica de los almacenes de C bajo escenarios de UTCUTS. Aunque es evidente la potencialidad de los suelos para la conservación y secuestro de C, aún se desconocen muchos de los mecanismos que regulan la dinámica y almacenamiento de C, tanto bajo condiciones naturales como de UTCUTS.

AGRADECIMIENTOS

El primer autor agradece a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico-Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (DGAPA-PAPIIT, UNAM) al proyecto: "Influencia de la química, morfología y área foliar de tres especies arbóreas sobre la productividad, descomposición y respiración del suelo en bosques templados del centro de México", IN104515 por el apoyo para realizar esta revisión, asimismo, agradece a la M en C. Alba Esmeralda Zarco Arista por la elaboración de mapas, cuadros y figuras.

LITERATURA CITADA

- Acevedo-Sandoval, O. A., E. Cruz-Chávez, M. Cruz-Sánchez, F. Prieto-García y J. Prieto-Méndez. 2014. Sesquióxidos de hierro en bosques templado húmedos del estado de Hidalgo, México. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* 46: 109-123.
- Almendros, G., J. Dorado, F. J. González-Villa, M. J. Blanco, and U. Lankes. 2000. ¹³C NMR assessment of decomposition patterns during composting of forest and shrub biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32: 793-804.
- Aran, D., M. Gury, and E. Jeanroy. 2001. Organo-metallic complexes in an Andosol: a comparative study with a Cambisol and Podzol. *Geoderma* 99: 65-79.
- Báez-Pérez, A., M. A. Hernández-Martínez, M. Acosta-Mireles y M. A. Bautista-Cruz. 2012. Inventario de carbono en la microcuenca La Laborcita en Sierra de Lobos, Guanajuato pp. 215-221. *In: F. Paz y R. Cuevas (eds.)*. 2012. Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Balesdent, J., A. Mariotti, and B. Guillet. 1987. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 19: 25-30.
- Borchert, R., K. Robertson, M. Schwartz, and G. Williams-Linera. 2005. Phenology of temperate trees in tropical climates. *Int. J. Biometeorol.* 50: 57-65.
- Broquen, P., J. C. Lobartini, F. Candan, and G. Falbo. 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma* 129: 167-177.

- Brown, S. and E. A. Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124: 53-64.
- Campos, A., K. Oleschko, L. Cruz Huerta, J. D. Etchevers y M. C. Hidalgo. 2001. Estimación de alofano y su relación con otros parámetros químicos en andosoles de montaña del volcán Cofre de Perote. *Terra* 19: 105-116.
- Campos, A. 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface CO₂-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 199: 273-282.
- Campos, A. 2006. Responses of soil surface CO₂-C flux to land use changes in a tropical cloud forest (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 234: 305-312.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C. México, D. F.
- Chávez-Vergara, B., A. Merino, G. Vázquez-Marrufo, and F. García-Oliva. 2014. Organic matter dynamics and microbial activity during decomposition of forest floor under two native neotropical oak species in a temperate deciduous forest in Mexico. *Geoderma* 235-236: 133-145.
- Chávez-Vergara, B., A. González-Rodríguez, J. D. Etchevers-Barra, K. Oyama, and F. García-Oliva. 2015. Foliar nutrient resorption constrains soil nutrient transformations under two native oak species in a temperate deciduous forest in Mexico. *Eur. J. Forest. Res.* 134: 803-817.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2001. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México. Ciudad de México, México. Editorial Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F.
- Cotler, E. 2007. El manejo integral de cuencas en México. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.
- Covalada, S., J. F. Gallardo, F. García-Oliva, H. Kirchmann, C. Prat, M. Bravo, and J. D. Etchevers. 2011. Land-use affects distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use Manage.* 27: 186-194.
- Cruz-Flores, G., S. M., Avilés-Marin, and J. C. Cortés-Castelán. 1998. Adaptability study of triticale to different levels of calcium and phosphorus in Andisols. *Terra* 16: 63-69.
- Cruz-Flores G. y J. D. Etchevers. 2011. Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45: 849-862.
- Davies Z. G. and A. S. Pullin. 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecol.* 22: 333-351.
- de Jong B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguín, F. Paz, J. Etchevers, R. D. Martínez, G. Guerrero, and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *For. Ecol. Manage.* 260: 1689-1701.
- de Koning, F., R. Olschewski, E. Veldkamp, P. Benítez, M. López-Ulloa, T. Schlichter, and M. de Urquiza. 2005. The ecological and economic potential of carbon sequestration in forests: examples from South America. *Ambio* 34: 224-229.
- Detwiller, R. P. and A. S. Hall. 1988. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science* 239: 42-47.
- Driessen, P., J. Deckers, and O. Spaargaren. 2001. Lecture notes on the major soils of the world. *World Soil Resources Reports* 94. Food and agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Eswaran, H., E. Van den Berg, and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 192-194.
- Fearnside P. and R. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108: 147-166.
- Gamboa-Cáceres, A. M. and L. Galicia. 2011. Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low latitude temperate forests. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142: 280-290.
- Gamboa-Cáceres, A. M. and L. Galicia. 2012. Land-use/cover change effects and carbon controls on volcanic soil profiles in highland temperate forests. *Geoderma* 170: 390-402.
- Gijsman, A. J. and J. I. Sanz, 1998. Soil organic matter pools in a volcanic ash soil under fallow or cultivation with applied chicken manure. *Eur. J. Soil Sci.* 49: 427-436.
- Gómez-Díaz, J. D., A. I. Monterroso-Rivas, J. A. Tinoco-Rueda, M. L. Toledo-Medrano, C. Conde-Álvarez, and C. Gay-García. 2011. Assessing current and potential patterns of 16 forest species driven by climate change scenarios in Mexico. *Atmósfera* 24: 31-52.
- Gómez-Díaz, J. D., A. I. Monterroso-Rivas, J. A. Tinoco-Rueda y J. D. Etchevers-Barra. 2012. Almacenes de carbono en el piso forestal de dos tipos de bosque. *Terra Latinoamericana* 30: 177-187.
- Gómez-Luna, B. E., M. C. Rivera-Mosqueda, L. Dendooven, G. Vázquez-Marrufo, and V. Olalde-Portugal. 2009. Charcoal production at kiln sites affects C and N dynamics and associated soil microorganisms in *Quercus* spp. temperate forests of central Mexico. *Appl. Soil Ecol.* 4: 50-58.
- Gómez-Luna, B. E., G. Vázquez-Marrufo, G. M. L. Ruiz-Aguilar y V. Olalde-Portugal. 2010. Cambios en las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del suelo generados por la producción de carbón vegetal en el bosque templado de (*Quercus* spp.) en Santa Rosa, Gto. México. *Ra Ximhai* 6: 187-197.
- Gómez-Romero, M., J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, J. Villegas y R. Lindig-Cisneros. 2012. Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia* 46: 795-807.
- Gueye, K., C. Siebe y M. Skutsch. 2012. Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del Río Piricua en Tuxpan, Michoacán. pp. 150-157. *In:* F. Paz y 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. ISBN 978-607-715-085-5.
- Guo, L. B. and R. M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol.* 8: 345-360.
- Haynes, R. J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Adv. Agron.* 85: 221-268.
- Hernández-Calderón, E., A. González-Rodríguez, R. Méndez-Alonso, E. Vega-Peña, and K. Oyama. 2013. Contrasting

- leaf phenology in two white oaks, *Quercus magnoliifolia* and *Quercus resinosa*, along an altitudinal gradient in Mexico. *Can. J. For. Res.* 43: 208-213.
- Huygens, D., P. Boeckx, O. Van Cleemput, C. Oyarzun, and R. Godoy. 2005. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences* 2: 159-174.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2002. Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. Serie III. DGG-INEGI. México, D. F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2007. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación 1:250 000 (vectorial). INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. El sector alimentario en México 2013 /INE. México, D. F.
- Janzen, H. H., 2004. Carbon cycling in earth systems-a soil science perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 399-417.
- Jardine, P. M., N. L. Weber, and J. F. McCarthy. 1998. Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1378-1385.
- Johnson-Maynard and J. L. 2002. Allophanes. pp 50-52. *In: R. Lal, (ed.) Encyclopedia of soil science.* Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- Jolivet, C., D. Arrouays, F. Andreux and J. Lévêque, 1997. Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant Soil* 191: 225-231.
- Karlen, D. L. and S. S. Andrews. 2000. The soil quality concept: A tool for evaluating sustainability. *En: S. Elmholt, B. Stenberg, A. Gronlund, and V. Nuutinen (eds.) Soil Stresses, Quality and Care.* DIAS report, 38. Danish Institute for Agricultural Sciences. Tjele, Dinamarca.
- Kawahigashi, M., H. Sumida, and K. Yamamoto. 2003. Seasonal changes in organic compounds in soil solutions obtained from volcanic ash soils under different land uses. *Geoderma* 113: 381-396.
- King, A.W., W. M. Post, and S. D. Wullschleger. 1997. The potential response of terrestrial carbon storage to changes in climate and atmospheric CO₂. *Clim. Change* 35: 199-227.
- Krasilnikov, P., M. C. Guitierrez-Castorena, R. J. Ahrens, C. O. Cruz-Gaistardo, S. Sedov, and E. Solleiro-Rebolledo. 2013. *Soils of Mexico.* World soils book series. Springer. Netherlands.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climatic change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Lemenih, M., E. Karlun, and M. Olsson. 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 9-19.
- Lützw, M., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, and H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions-a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 426-445.
- Lützw, M., I. Kögel-Knabner, B. Ludwig, E. Matzner, H. Flessa, K. Ekschmitt, G. Guggenberger, B. Marschner, and K. Kalbitz. 2008. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 111-124.
- Macias, F. 2008. Acrisols. pp. 22-24. *In: W. Chesworth (ed.) Encyclopedia of soil science.* Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer. Netherlands.
- Masera, O., A. Ordóñez, and R. Dirzo 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Clim. Change* 24: 256-295.
- Miehlich, G. 1980. Los suelos de la Sierra Nevada de México. Suplemento comunicaciones VII, Proyecto Puebla-Tlaxcala, Fundación Alemana para la Investigación Científica. Puebla.
- Monreal, C. M., J. D. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, L. Jiménez, and A. Velázquez. 2005. A method for measuring above-and below-ground C stocks in hillside landscapes. *Can. J. Soil Sci.* 85 (Special Issue): 523-530.
- Murty, D., M. Kirschbaum, R. McMurtrie, and H. McGilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biol.* 8: 105-123.
- Nanzyo, M., R. Dahlgren, and S. Shoji. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. pp 145-187. *In: S. Shoji, M. Nanzyo, and R. Dahlgren (eds.) Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization.* Developments in Soil Science 21. Elsevier. Amsterdam.
- Nishiyama, M., Y. Sumikawa, G. Guan, and T. Muremoto. 2001. Relationship between microbial biomass and extractable organic carbon content in volcanic and non-volcanic ash soil. *Appl. Soil Ecol.* 17: 183-187.
- Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma-Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo and F. González-Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del inventario forestal nacional 2000. *Invest. Geográf.* 43: 183-203.
- Palm, C., P. Sánchez, S. Ahamed, and A. Awiti. 2007. Soils: A contemporary perspective. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 32: 99-129.
- 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. Maguire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- Parfitt, R. L., B. K. G. Theng, J. S. Whitton, and T. G. Shepherd. 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75: 1-12.
- Parfitt, R. L., N. A. Scott, D. J. Ross, G. J. Salt, and K. R. Tate. 2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: comparisons under indigenous forest pasture and pine plantation. *Biogeochemistry* 66: 203-221.
- Paz, P. F., J. Wong G., M. Bazán y V. Saynes. 2014. Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis 2013. Programa Mexicano del Carbono Colegio de Postgraduados Universidad Autónoma de Chapingo Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. ISBN 978-607-96490-1-2.
- Percival, H. J., R. L. Parfitt, and N. A. Scott. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1623-1630.
- Peña-Ramírez, V. M., L. Vázquez-Selem, and C. Siebe. 2009. Soil organic carbon stocks and forest productivity in volcanic ash soils of different age (1835-35,000 years B. P.) in Mexico. *Geoderma* 149: 224-234.

- Peña-Ramírez, V. M., L. Vázquez-Selem, and C. Siebe. 2015. Rates of pedogenic processes in volcanic landscapes of late Pleistocene and Holocene age in Central Mexico. *Q. Int.* 376: 19-33.
- Pérez-Ramírez, S., M. I., Ramírez, P. Jarmillo-López and F. Bautista. 2014. Soil organic carbon content under different forest conditions: Monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Rev. Chapingo S. Cienc. Forest. Amb.* 19: 157-173.
- Powers, J. S. and E. Veldkamp, 2005. Regional variation in soil carbon and $\delta^{13}C$ in forests and pastures of northeastern Costa Rica. *Biogeochemistry* 72: 315-336.
- Pullin A. S. and G. B., Stewart. 2006. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 20: 1647-1656.
- Rees, R. M., I. J. Bingham, J. A. Baddeley, and C.A. Watson. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128:130-154.
- Richardson, D. M, P. W. Rundel, S. T. Jackson, R. O. Teskey, J. Aronson, A. Bytnerowicz, M. J. Wingfield, and S. Proches. 2007. Human impacts in pine forests: past, present and future. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2007. 38: 275-97.
- Ross, D. J., K. R. Tate, N. A. Scott, and C. W. Feltham. 1999. Land-use change: Effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 31: 803-813.
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. CONABIO. Editorial Limusa. México, D. F.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Bot. Mex.* 14: 3-21.
- Sarkhot, D. V., E. J. Jokela, and N. B. Comerford. 2008. Surface soil carbon size-density fractions altered by lobolly pine families and forest management intensity for a Spodosol in the southeastern US. *Plant Soil* 307: 99-111.
- Saynes-Santillán, V., A. M. Gamboa-Cáceres, J. D. Etchevers, J. Campo y L. Galicia L. 2009. Consecuencias del manejo forestal y el cambio de uso del suelo sobre las emisiones potenciales de CO_2 del suelo en dos regiones de bosques templados. pp. 235-244. *In:* J. F. Gallardo, J. Campo y M. E. Conti (eds.). Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas Iberoamericanos. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Editorial SiFyQA. Salamanca, España. ISBN: 978-84-937437-0-3.
- Saynes-Santillán, V., J. D. Etchevers, L. Galicia, C. Hidalgo, and J. Campo. 2012. Soil carbon dynamics in high-altitude temperate forests of Oaxaca (Mexico): Thinning and rainfall effects. *Bosque* 33: 3-11.
- Scott, N. A., K. R. Tate, D. J. Giltrap, C. Smith, R. H. Wilde, P. F. J. Newsome, and M. R. Davis. 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: quantifying baseline soil carbon stocks. *Environ. Pollut.* 116: S167-S186.
- Sedov, S. N., E. Solleiro-Rebolledo, and J. E. Gama-Castro. 2003. Andosol to Luvisol evolution in Central Mexico: Timing, mechanisms and environmental setting. *Catena* 54: 495-513.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Programa Nacional Forestal 2014-2018. México, D. F.
- Shoji, S., M. Nanzyo, and R. A. Dahlgren. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. pp. 145-187. *In:* S. Shoji, M. Nanzyo, and R. A. Dahlgren (eds.). Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization. *Developments in Soil Science* 21. Elsevier. Amsterdam.
- Siebe, C., G. Bocco, J. F. Sánchez-Espinoza y A. Velázquez. 2003. Suelos: Distribución, características y potencial de uso. pp. 127-163. *In:* Velázquez, A., A. Torres, G. Bocco (eds.). Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de los recursos naturales. Instituto Nacional de Ecología, Dirección de Publicaciones. México D. F.
- Six, J., R. T. Conant R.T, E. A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.
- Sollins, P., P. Homann, and B. A. Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.
- Spaargaren, O. 2008a. Luvisols. pp. 440-442. *In:* Chesworth, W (ed.). Encyclopedia of soil science. Encyclopedia of earth sciences series. Springer. Netherlands.
- Spaargaren, O. 2008b. Phaeozems. pp. 538-539. *In:* Chesworth, W (ed.). Encyclopedia of soil science. Encyclopedia of earth sciences series. Springer. Netherlands.
- Torn, M. S., S. E. Trumbore, O. A. Chadwick, P. M. Vitousek, and D. M. Hendricks. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 398: 170-173.
- Ulery, A. L., 2002. Amorphous minerals. pp. 56-59. *In:* R. Lal (ed.). Encyclopedia of soil science. Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- Vela C., G., J. López B. y M. L. Rodríguez G. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el suelo de conservación del Distrito Federal, centro de México. *Invest. Geográf.* 77: 18-30.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. pp. 67-102. *In:* F. Magdoff, R. R. Weil (eds.). Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Wiseman, C. L. S. and W. Püttmann. 2006. Interactions between mineral phases in the preservation of soil organic matter. *Geoderma* 134: 109-118.

ALMACENES Y DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO EN ECOSISTEMAS FORESTALES TROPICALES DE MÉXICO

Stocks and Dynamics of Organic Carbon in Tropical Forest Ecosystems of Mexico

Julio Campo^{1‡}, Felipe García Oliva², Armando Navarrete Segueda³ y Christina Siebe⁴

¹Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, Apdo. Postal 70-275. 04510 México D. F.

[‡]Autor responsable (jcampo@ecologia.unam.mx)

²Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia. Apdo. Postal 27-3. 58090, Morelia, Michoacán, México.

³Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior, Ciudad Universitaria. 04510 México, D. F.

⁴Departamento de Edafología, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior, Ciudad Universitaria. 04510 México, D. F.

RESUMEN

El efecto del régimen de precipitación en la dinámica del carbono en los bosques tropicales es poco conocido a pesar de su importante papel en el ciclo global del C. El objetivo del presente estudio fue determinar si existe un efecto de la lluvia y del uso de la tierra en el ciclo del C. También se analizó la recuperación de los almacenes del C luego del abandono del pastoreo por ganado en regiones tropicales forestales distribuidas en un amplio rango de precipitación media anual. Se analizaron datos publicados de ocho bosques tropicales mexicanos, que incluyó un intervalo de precipitación media anual entre 642 y 4725 mm. El análisis indicó que el C en la biomasa aumentó con la precipitación media anual. La concentración de C en los primeros 20 cm del suelo tendió a aumentar con la precipitación media anual, pero presentó un pico también en el extremo más seco del gradiente, probablemente debido a su limitada descomposición. El almacén total de C en el suelo aumentó con la precipitación y, en particular, en el subsuelo (>30 cm), donde se acumuló del 49 al 60% del total. Los efectos del uso del suelo en el C parecen depender del régimen de precipitación. En contraste, el C del suelo durante la sucesión secundaria no varió con la intensidad de la sequía, aun cuando el número de estudios fue muy limitado. El análisis sugiere que el régimen de precipitación juega un papel central en la dinámica del ciclo del C en los bosques tropicales.

Palabras clave: bosques tropicales lluviosos; bosques tropicales secos; carbono del suelo; efectos del cambio de uso de la tierra; sucesión secundaria.

SUMMARY

The effect of the precipitation regime on carbon dynamics in tropical forest is poorly known despite it is recognized as a key factor of the global C cycle. Our goal was to determine if there is an effect of mean annual rainfall and of land-use on C cycling. We also studied the recovery of C pools following cattle grazing abandonment in tropical forest regions distributed over a broad range of mean annual precipitation. We analyzed published data from eight Mexican tropical forests covering a mean annual precipitation range between 642 and 4725 mm. The analysis indicates that biomass C stocks increase with mean annual precipitation. Soil C concentrations tend to increase with mean annual precipitation in 0 to 20 cm depth but showed a peak also in the driest extreme of the gradient, probably due to limited decomposition. Soil C stocks increase with precipitation regime, and notably in the subsoil (>30 cm), where 49 to 60% of total soil C accumulates. Land-use effects on soil C appear as dependent of the precipitation regime. In contrast, soil C during secondary succession did not vary with drought intensity, but the number of studies included in the analysis was very limited. Our analysis suggests that precipitation regime plays a central role in the dynamic of C cycling in tropical forests.

Index words: tropical rainforests; tropical dry forests; soil carbon; land use effects; secondary succession.

Como citar este artículo:

Campo, J., F. García Oliva, A. Navarrete Segueda y C. Siebe. 2016. Almacenes y dinámica del carbono orgánico en ecosistemas forestales tropicales de México. *Terra Latinoamericana* 34: 31-38.

Recibido: septiembre de 2015. Aceptado: febrero de 2016.
Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 31-38.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales tienen un papel central en los ciclos biogeoquímicos globales y, por tanto, en la regulación del clima del planeta (Mahli y Phillips, 2004; Clark, 2007; Bonan, 2008). Debido a sus elevadas tasas de fijación de carbono (C) y de descomposición de la materia orgánica del suelo, estos bosques participan en una gran proporción del ciclo global terrestre de este bioelemento y de su almacenamiento (Melillo *et al.*, 1993; Saugier *et al.*, 2001; Pan *et al.*, 2011). Por ejemplo, Lal (2002) ha propuesto que los bosques tropicales contienen el 32% del C de los ecosistemas terrestres en zonas libres de hielo. Desafortunadamente, una gran parte de las emisiones de C a la atmósfera provienen de la deforestación de estos bosques. De acuerdo con los datos correspondientes al período 2002 al 2011 del IPCC (2013), se estima que anualmente se pierden por deforestación 13 millones de hectáreas de bosques tropicales, principalmente en Latinoamérica, lo cual produce globalmente una pérdida neta promedio de 0.9 Pg C año⁻¹ (1 Pg = 10¹⁵ g). En México, los bosques tropicales pueden tener una cobertura potencial del 30% del territorio nacional, de los cuales 17% son secos y 13% son húmedos (Challenger, 1998). Desafortunadamente estos bosques han sido alterados, por lo que actualmente ocupan el 11.3 y el 4.8% del territorio nacional, respectivamente (Challenger y Soberón, 2008).

A escala global, el clima es el principal controlador del ciclo del C en los biomas terrestres (Chapin *et al.*, 2011). A pesar de ello y de la reconocida importancia de estos bosques para la dinámica del C, existen muy pocos trabajos que hayan analizado, comparativamente, su capacidad de almacenar C, así como los efectos del cambio de uso de suelo y la respuesta que presentan una vez que son abandonados, en función de la variabilidad climática. El objetivo de este trabajo fue presentar una síntesis de los trabajos realizados en México orientados a ciclos biogeoquímicos, asociados a la dinámica del C, tanto en el trópico seco como en el húmedo, a través de estudios realizados en un amplio intervalo de precipitación media anual (PMA). El estudio de las relaciones empíricas entre el clima y el ciclo del C es crítico para el futuro desarrollo de modelos respecto a las proyecciones del ciclo global de este bioelemento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron ocho estudios realizados en bosques tropicales, que abarcan un amplio intervalo de PMA, con una variación de casi ocho veces, de 640 a 4725 mm año⁻¹ (Cuadro 1). La mayoría de los sitios seleccionados reciben menos de 2450 mm, umbral óptimo para el crecimiento forestal en la región tropical, de acuerdo con las predicciones globales de la relación entre la PMA y la productividad (Schuur, 2003). Cinco de los sitios presentan déficit hídrico (p. ej., la relación entre la precipitación anual y la evapotranspiración potencial anual es menor de 1), siendo Chicxulub, en el norte del estado de Yucatán, el sitio más seco. En el otro extremo Los Tuxtlas, en Veracruz, es una región representativa de los bosques tropicales más húmedos del país. Todos los sitios presentan variación estacional en la precipitación, siendo Chajul el que presenta la estación seca más corta en número de meses con precipitación media <100 mm.

Los suelos derivan de materiales parentales sedimentarios y volcánicos (Cuadro 1), en los sitios con estación seca más prolongada son muy someros (Cuadro 2). El pH en los sitios con estación seca prolongada es básico o próximo a la neutralidad, mientras que los sitios que reciben más de 2450 mm de lluvia anual tienen suelos relativamente profundos y de pH predominantemente ácido.

Los métodos empleados en los diferentes estudios se pueden consultar en:

- Roa-Fuentes *et al.* (2012, 2013), Bejarano *et al.* (2014), para Chicxulub, Xmatkuil y Hobonil.
- Jaramillo *et al.* (2003), García-Oliva *et al.* (2006a, 2006b), para Chamela.
- Saynes *et al.* (2005), Cárdenas y Campo (2007), Valdespino *et al.* (2009), para Sierra de Huautla.
- Martínez-Bravo y Masera (2008), Siebe *et al.* (2008), para el Parque Ecológico Jaguaroundi.
- Siebe *et al.* (1995), Celedón (2006)¹, Navarrete *et al.* (2015) datos inéditos, para Chajul.
- Álvarez-Sánchez (1991), Álvarez-Sánchez y Becerra-Enríquez (1996), Hughes *et al.* (1999, 2000), Ahedo (2001)², Tobón *et al.* (2011), para los Tuxtlas.

¹ Celedón, M. H. 2006. Impacto del sistema agrícola de roza, tumba y quema sobre las características de tres unidades de suelo en la Selva Lacandona de Chiapas. Tesis Maestría. UNAM. México, D. F.

² Ahedo, L. R. 2001. Biomasa y almacenes de carbono radical en la región de los Tuxtlas, Veracruz: variaciones con el cambio de uso del suelo. Tesis de Licenciatura en Biología. UNAM. México, D. F.

Cuadro 1. Características de los sitios seleccionados.

Clave del sitio	CHX	CHM	SHT	XMK	HOB	PEJ	CHJ	LTX
PMA (mm)	642	788	851	995	1240	2508	3000	4725
Localidad	Chicxulub	Chamela	Sierra de Huautla	Xmatkuil	Hobonil	Parque Jaguaroundi	Chajul	Los Tuxtlas
Coordenadas	24° 17' N, 89° 36' O	19° 30' N, 105° 03' O	18° 28' N, 99° 01' O	20° 48' N, 89° 26' O	20° 04' N, 88° 02' O	18° 06' N, 94° 21' O	16° 04' N, 90° 45' O	18° 30' N, 95° 10' O
Altitud (m)	3	120	900	11	36	10-60	250	210
Temperatura media anual (°C)	25.8	24.6	24.5	25.9	25.5	23.4	22	27
Número de meses de sequía (<100 mm lluvia mes ⁻¹)	7	7	7	6	5	5	3	4
Material parental	Caliza	Riolita	Areniscas	Caliza	Caliza	Areniscas	Caliza, Arenisca, Lutita	Basalto, ceniza volcánica

PMA = precipitación media anual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sensibilidad del Ciclo del C a la Precipitación

El almacenamiento de C en la biomasa aérea aumentó conforme se incrementó la PMA, alcanzando los valores mayores en dos de los tres sitios con mayor precipitación: PEJ (2508) y LTX (4725) (Cuadro 3), lo que evidencia el efecto positivo de la humedad en la acumulación de la biomasa en los ecosistemas forestales tropicales. En contraposición, la proporción de C asignado a la biomasa radical fue la más alta en el sitio más seco y, la más baja, en el extremo más húmedo (CHX (642) y LTX (4725), respectivamente. Estos datos reflejan cambios en la estrategias de la asignación de recursos por parte de las plantas ante un incremento

en el estrés por sequía, por lo cual asignan más energía a la biomasa subterránea que en los sitios más húmedos (Craine, 2009). Por otra parte, la hojarasca y la tasa de descomposición del mantillo en el piso forestal (tanto evaluada mediante balance de masas, como por experimentos de descomposición *in situ*) tendieron a aumentar con el incremento en la PMA (Cuadro 3), lo que corroboró que tanto la productividad, como la actividad de la comunidad microbiana, son favorecidas por la mayor disponibilidad de agua (Schoor *et al.*, 2001; Saynes *et al.*, 2005).

Es importante señalar que factores no incluidos en el presente análisis, tales como la disponibilidad y limitación de nutrientes, tienen un papel importante en la regulación del funcionamiento de este bioma (McGroddy *et al.*, 2004; Elser *et al.*, 2007; Kaspari

Cuadro 2. Características de los suelos dominantes en los sitios seleccionados.

Clave del sitio	CHX [†]	CHM [‡]	SHT [§]	XMK [†]	HOB [†]	PEJ [¶]	CHJ [#]	LTX ^{**}
PMA (mm)	642	788	851	995	1240	2508	3000	4725
Suelo	Leptosol lítico	Leptosol lítico	Leptosol lítico	Leptosol mólico	Luvisol	Acrisol estagnialumínico	Leptosol réndzico/ Acrisol húmico	Leptosol
Profundidad	0.1	0.45	0.4	0.2	0.6	1	0.9	1
Textura (arena:limo:arcilla)	60:13:27	63:22:15	n.d.	52:21:27	35:10:55	n.d.	n.d.	n.d.
pH	8.1	7.3	7.2	8	7.6	4.4-5.5	4.3-6.2	5.6-5.9

n.d. = no determinado; PMA = precipitación media anual. Referencias: [†]Campo y Merino (2015) datos inéditos; [‡]García Oliva *et al.* (2006b); [§]Romualdo (2003)³ y Synes *et al.* (2005); [¶]Siebe *et al.* (2008); [#]Celedón (2006)¹; ^{**}Tobón *et al.* (2011).

³ Romualdo, R. 2003. Dinámica del fósforo en el suelo durante la regeneración de bosques tropicales secos en la Sierra de Huautla, Morelos. Tesis de Licenciatura. UNAM. México, D. F.

Cuadro 3. Almacén de carbono en la vegetación y el suelo (0-1 m de profundidad o hasta alcanzar contacto lítico), flujo de carbono al suelo y tiempos de residencia en los sitios seleccionados.

Clave del sitio	CHX [†]	CHM [‡]	SHT [§]	XMK [†]	HOB [†]	PEJ [¶]	CHJ [#]	LTX ^{**}
PMA (mm)	642	788	851	995	1240	2508	3000	4725
Almacén de C								
C en biomasa aérea (Mg C ha ⁻¹)	27.5	58.3C	n.d.	28.3	38	117	41/26	195.1D
C en biomasa subterránea (Raíces) (Mg C ha ⁻¹)	12.8	6.7	n.d.	12.2	11.2	n.d.	n.d.	9.2
Proporción C subterráneo:								
C total en vegetación	0.32	0.11	n.d.	0.3	0.23	n.d.	n.d.	0.04
C en piso forestal (Mg C ha ⁻¹)	6.3	3.9	3.1	5.2	3.1	0.9	2.8/2.5	0.9
C en suelo mineral (Mg C ha ⁻¹)	123.1	59	n.d.	97.8	59.3	114	129	178
C total (Mg C ha ⁻¹)	180	148	n.d.	144	112	n.d.	n.d.	415
Flujo de C								
C en hojarasca (Mg C ha ⁻¹ . año)	3.5	2.3	2.4	3.8	3.9	n.d.	1.8/n.d.	6
Tiempo medio de residencia del C (años)	1.8	2.2	1.3	1.4	0.8	n.d.	1.5/n.d.	n.d.
Descomposición de hojas en el 1er año (% total)	46	n.d.	78	49	79	n.d.	n.d.	97

n.d. = no determinado; PMA = precipitación media anual. Referencias: [†]Roa-Fuentes *et al.* (2012, 2013); [‡]Jaramillo *et al.* (2003); [§]Cárdenas y Campo (2007); Valdespino *et al.* (2009); [¶]Martínez-Bravo y Masera (2008); Siebe *et al.* (2008); [#]Navarrete *et al.* (2015) datos inéditos; ^{**}Álvarez-Sánchez (1991); Álvarez-Sánchez y Becerra-Enríquez (1996); Hughes *et al.* (2000); Ahedo (2001)².

et al., 2008; Campo *et al.*, 2014). Estos factores podrían afectar, también, los patrones de decrecimiento vegetal que se encontraron en algunos sitios al aumentar la cantidad de lluvia.

Carbono en el Suelo

La concentración de C en el suelo fue muy variable entre sitios, lo que podría atribuirse a la heterogeneidad del material parental de los sitios que se analizaron, así como a efectos de la disponibilidad del agua. Los suelos derivados de material calizo (CHX) presentaron

mayores contenidos de C que los suelos derivados de otros materiales, como los de areniscas (SHT). Ha sido ampliamente reportado que los suelos de textura fina estabilizan más C que los suelos con texturas gruesas (Six *et al.*, 2002; Lützow *et al.*, 2006). Por su parte, la concentración de C disminuye conforme aumenta la PMA (Cuadro 4). Interesantemente, la proporción C:N en el suelo fue menor en los extremos del gradiente climático, lo que indica una mayor calidad de la materia orgánica del suelo en CHX (642) y LTX (4725), en comparación con el resto de los sitios. Estos sitios, junto con PEJ (2508), (los tres más húmedos) son tres de los

Cuadro 4. Concentración de carbono orgánico y nitrógeno, y proporción carbono: nitrógeno en los suelos (0-20 cm de profundidad) dominantes en los sitios seleccionados.

Clave del sitio	CHX [†]	CHM [‡]	SHT [§]	XMK [†]	HOB [†]	PEJ [¶]	CHJ [#]	LTX ^{**}
PMA (mm)	642	788	851	995	1240	2508	3000	4725
C orgánico (%)	22.2	2.9	4.1	16	5.9	2.4-2.7	22.6/2.9	5
N total (%)	1.85	0.19	0.15	1.13	0.35	0.14-0.23	0.58/0.13	0.5
Proporción C:N	12	17	27	14	17	12-19	39/22	9.6

n.d. = no determinado; PMA = precipitación media anual. Referencias: [†]Campo y Merino (2015) datos inéditos; [‡]García-Oliva *et al.* (2006a, b); [§]Saynes (2004)⁴; [¶]Siebe *et al.* (2008); [#]Celedón (2006)¹; ^{**}Hughes *et al.* (2000).

⁴ Saynes, S. V. 2004. Ciclos del C y el N en el suelo de bosques tropicales secos: Efectos del tiempo de regeneración. Tesis Licenciatura, UNAM. México, D. F.

cuatro sitios que presentaron el mayor almacenamiento de C en el suelo (Cuadro 3). Este patrón bimodal (picos de acumulación de C en el suelo por debajo de 700 mm y por encima de 2500 mm de PMA) evidenciado por el análisis, refleja el efecto del incremento en la PMA en la tasa de la producción de materia orgánica y en el desarrollo del perfil de suelos en bosques tropicales (Posada y Schuur, 2011); pero, también denota las limitaciones para la descomposición de la materia orgánica (Bejarano *et al.*, 2014) y la presencia de incendios naturales (Campo y Merino, 2015, datos inéditos) cuando se intensifica la sequía, como es el caso de CHX (642). Finalmente, el análisis del perfil del suelo, para cuatro de los sitios, destacó la mayor concentración del almacén de C en la parte superior del perfil (0-10 cm de profundidad) en bosques secos (44% del total de C contenido en el primer metro del suelo) que en bosques húmedos (18 a 28% del total de C), Figura 1. Igualmente, es interesante observar que en los bosques húmedos el subsuelo (>30 cm) contribuye con 45 a 51% del almacén total de C del suelo y, en bosques

secos, con 36%, lo cual es conveniente considerar cuando se realizan pagos por acumulación de C en los ecosistemas.

Efectos del Cambio de Uso de la Tierra en el Almacenamiento de C en el Suelo

Los estudios del cambio de cobertura/uso de bosque a pastizal para ganadería extensiva en el almacenamiento de C en el suelo han sido poco explorados en los sitios que considera el presente análisis (Cuadro 5). Si bien, los datos recopilados proceden de evaluaciones realizadas a diferentes profundidades del suelo, el análisis permite sugerir dos patrones. Por una parte, la transformación del bosque a pastizal parece incrementar el almacenamiento de C en suelos del trópico seco, es decir, en sitios con déficit hídrico, pero producir pérdidas en el C almacenado en suelos del trópico húmedo. Además, los datos sugieren que en el trópico húmedo las pérdidas de C aumentan con la PMA.

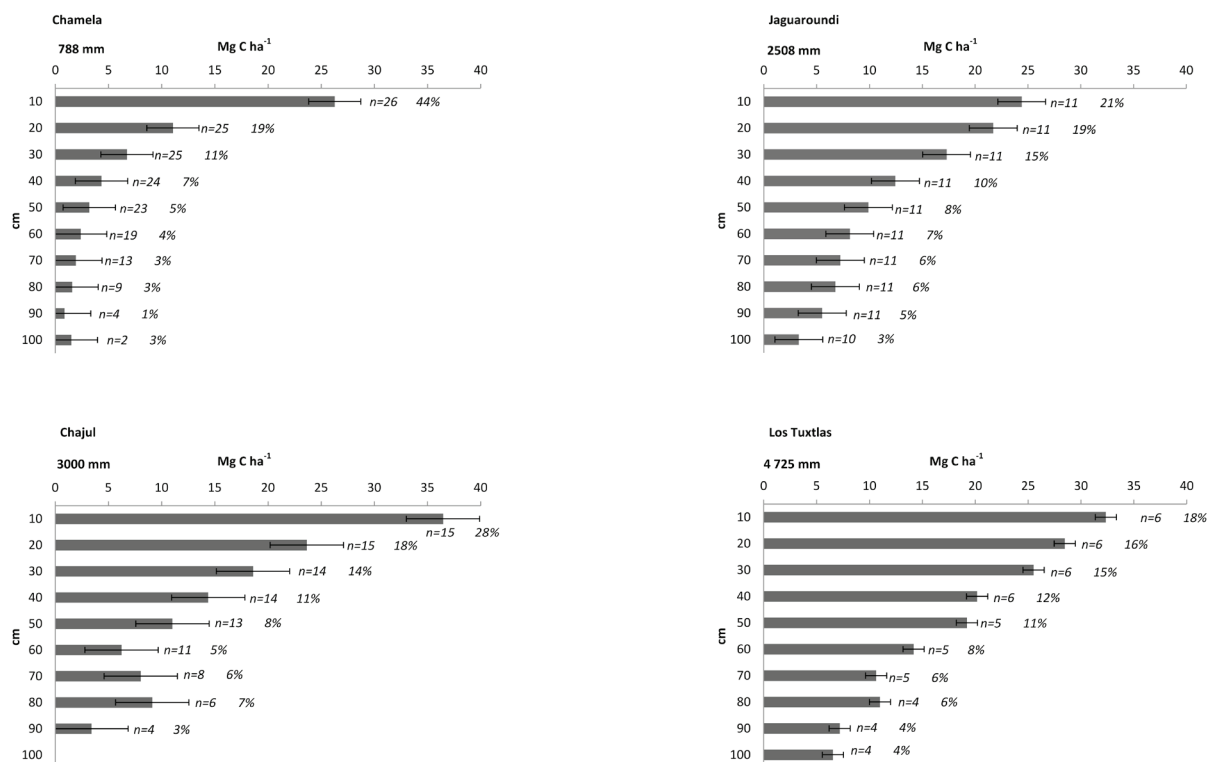


Figura 1. Distribución del contenido de carbono (en porcentaje del total de carbono) en el perfil del suelo en cuatro de los sitios estudiados. Datos de Chamela de Cotler *et al.* (2002); datos de Jaguarundi de Siebe *et al.* (2008); datos de Chajul de Navarrete *et al.* (2015) datos inéditos; datos de Los Tuxtles de Flores-Delgadillo *et al.* (1999).

Cuadro 5. Efectos del cambio de uso del suelo en el carbono orgánico del suelo en los sitios seleccionados.

Clave del sitio	CHM [†]	PEJ [‡]	CHJ [§]	LTX [¶]
PMA (mm)	788	2508	3000	4725
C en suelo-selva (Mg ha ⁻¹)	76.2A	57B	57C	56.6D
C en suelo-pasturas (Mg ha ⁻¹)	113.1	54	39	18.7
Cambio de C (%)	48.4	-5.3	-31.6	-67.3
Cambio estandarizado (% año ⁻¹)	3.7	-0.2		-2.24

PMA = precipitación media anual; A = profundidad 0-60 cm, 13 años de uso; B = profundidad 0-30 cm; C = profundidad 0-20 cm; D = profundidad 0-5 cm; 30 años de uso. Referencias: [†]Jaramillo *et al.* (2003); [‡]Siebe *et al.* (200); [§]Celedón (2006)¹; [¶]Tobón *et al.* (2011).

Cambios en el Almacenamiento de C en el Suelo durante la Sucesión Secundaria

En solo dos de los sitios, SHT (851) y LTX (4725), se ha reportado la recuperación del C almacenado en el suelo, posterior al abandono de la ganadería (Cuadro 6), por lo que no se pueden hacer inferencias robustas. A pesar de ello, es preciso señalar que resulta llamativo que en ambos casos el C almacenado en el suelo durante la sucesión secundaria es mayor, o al menos comparable, con el observado bajo vegetación madura. Una posible explicación de esta tendencia es que la ausencia de un patrón de acumulación de C con el tiempo que revierta las pérdidas precedentes sea resultado de la elevada asignación de raíces en los primeros centímetros del perfil del suelo por parte de los pastos (García-Oliva *et al.*, 1994; Jackson *et al.*, 1996).

CONCLUSIONES

Dado el rango de material parental y ecosistemas incluidos en el presente análisis, los efectos de la precipitación fueron más claros cuando el intervalo fue mayor, o cuando el análisis se restringió al mismo material. Los resultados del estudio refuerzan la evidencia que cambios en las condiciones climáticas, particularmente en la cantidad de lluvia, afectarán el funcionamiento de los bosques tropicales con consecuencias para la captura y almacenamiento de CO₂ atmosférico. Se necesitan más estudios, ya que existen muchos vacíos en la información, lo que limita comprender no solo la sensibilidad del bioma al clima, sino también a otros cambios ambientales globales

Cuadro 6. Cambios en el carbono del suelo durante la sucesión secundaria en los sitios seleccionados.

Clave del sitio	SHT [†]	LTX [‡]
PMA (mm)	851	4725
Sucesión temprana (10-15 años) (Mg C ha ⁻¹)	38.5A	49B
Sucesión media (20-30 años)	39.4	46
Sucesión tardía (60 años)	40.0	n.d.
Bosque maduro	36	29

PMA = precipitación media anual; A = profundidad de 0-5 cm; B = profundidad de 0-10 cm. Referencias: [†]Saynes *et al.* (2005); [‡]Hughes *et al.* (1999).

como al cambio de cobertura/uso de la tierra. También es imprescindible establecer una agenda de investigación nacional con protocolos similares, dado que se observa una gran variabilidad en los métodos empleados por los diferentes grupos investigación. La estandarización sugerida permitirá dar robustez a la comparación entre los resultados obtenidos y favorecerá el desarrollo futuro mejorando la comprensión de la problemática a escala nacional. Finalmente, el fuerte acoplamiento que existe entre el ciclo del carbono con los ciclos de nitrógeno y de fósforo, así como la sensibilidad de éstos dos últimos al régimen de precipitación, exige el desarrollo de estudios que incluyan la interacción del C con ambos elementos y la regulación de sus dinámicas por parte de la biomasa microbiana del suelo

LITERATURA CITADA

- Álvarez, S. J. 1991. Productividad primaria neta en una selva tropical húmeda. Bol. Soc. Bot. México 51: 3-12.
- Álvarez, S. J. and R. Becerra. 1996. Leaf decomposition in a Mexican tropical rain forest. Biotropica 28: 657-667.
- Bejarano, M., M. M. Crosby, V. Parra, J. D. Etchevers, and J. Campo. 2014. Precipitation regime and nitrogen addition effects on leaf litter decomposition in tropical dry forests. Biotropica 46: 415-424.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcing, feedbacks, and the climate benefits of forests. Science 320: 1444-1449.
- Campo, J., G. Hernández, and J. F. Gallardo. 2014. Leaf and litter N and P in three forests with low P supply. Eur. J. For. Res. 133: 121-129.
- Cárdenas, I. and J. Campo. 2007. Foliar nitrogen and phosphorus resorption and decomposition in the nitrogen-fixing tree *Lysiloma microphyllum* in primary and secondary seasonally tropical dry forests in Mexico. J. Trop. Ecol. 23: 107-113.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. CONABIO, UNAM y Sierra Madre. México, D. F.

- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. pp. 87-108. *In*: J. Soberón, G. Halfter y J. Llorente-Bousquets (eds.). *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México, D. F.
- Chapin III, F. S., P. A. Matson, and P. M. Vitousek. 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer. New York, NY, USA.
- Craine, J. M. 2009. *Resource strategies of wild plants*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA.
- Clark, D. A. 2007. Detecting tropical forest's responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39: 4-19.
- Cotler, H., E. Durán y C. Siebe. 2002. Caracterización morfoedafológica y calidad de sitio en un bosque tropical caducifolio. pp. 17-79. *In*: F. A. Noguera, J. Vega Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.). *Historia natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM. México, D. F.
- Elser, J. J., M. E. S. Bracken, E. E. Cleland, D. S. Gruner, W. S. Harpole, H. Hillebrand, J. T. Ngai, E. W. Seabloom, J. B. Shurin, and J. E. Smith. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10: 1135-1142.
- Flores-Delgado, L., I. Sommer-Cervantes, J. R. Alcalá-Martínez y J. Álvarez-Sánchez. 1999. Estudio morfogenético de algunos suelos de la región de los Tuxtlas, Veracruz, México. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 16: 81-88.
- García-Oliva, F., I. Casar, P. Morales, and J. M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99: 392-396.
- García-Oliva, F., J. F. Gallardo, N. M. Montaña, and P. Islas. 2006a. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. *Agrofor. Sys.* 66: 93-100.
- García-Oliva, F., G. Hernández, and J. F. Gallardo-Lancho. 2006b. Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin America. *Ann. For. Sci.* 63: 519-523.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80: 1892-1907.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and V. J. Jaramillo. 2000. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecol. Appl.* 10: 515-527.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Jackson, R. B., J. Canadell, J. R. Ehleringer, H. Mooney, and O. E. Sala *et al.* 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389-411.
- Jaramillo, V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings, and L. J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscape. *Ecosystems* 6: 609-629.
- Kaspari, M., M. N. Garcia, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wright, and J. B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecol. Lett.* 11: 35-43.
- Lal, R. 2002. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Adv. Agron.* 76: 1-30.
- Lützow, M. V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, and H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 426-445.
- Mahli, Y. and O. L. Phillips. 2004. Tropical forests and global atmospheric change: a synthesis. *Phil. Trans. Royal Soc. London B* 359: 549-555.
- Martínez-Bravo, R. y O. Masera. 2008. La captura de carbono como servicio ecosistémico del Parque Jaguarundi: una estrategia para la conservación y manejo de los recursos forestales. pp. 101-114. *In*: Y. Navay, I. Rosas (eds.). *El parque Jaguarundi: Conservación de la selva tropical veracruzana en una zona industrializada*. Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM. México, D. F.
- McGroddy, M. E., T. Daufresne, and L. Hedin. 2004. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecology* 85: 2390-2401.
- Melillo, J. M., A. D. McGuire, D. W. Kicklighter, B. Moore III, C. J. Vorosmarty, and A. Schloss. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363: 234-240.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the World's forests. *Science* 333: 988-993.
- Posada, J. M. and A. G. Schuur. 2011. Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*, 165: 783-795.
- Roa, F. L. L., J. Campo, and V. Parra. 2012. Plant biomass allocation across a precipitation gradient: an approach to seasonally dry tropical forest at Yucatán, Mexico. *Ecosystems* 15: 1234-1244.
- Roa, F. L., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, and J. Campo. 2013. The effects of precipitation regime on soil carbon pools on the Yucatan Peninsula. *J. Trop. Ecol.* 29: 463-466.
- Saugier, B., J. Royand, and H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: converging toward a single number? pp. 543-557. *In*: J. Roy, B. Saugier, and H. A. Mooney (eds.). *Terrestrial global productivity*. Academic Press. San Diego, CA, USA.
- Saynes, V., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, and J. E. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *App. Soil Ecol.* 29: 282-289.
- Schuur, E. A. G. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology* 84: 1165-1170.
- Schuur, E. A. G., O. A. Chadwick, and P. A. Matson. 2001. Carbon cycling and soil carbon storage in mesic to wet Hawaiian montane forests. *Ecology* 82: 3182-3196.
- Siebe, C., V. M. Peña Ramírez y A. Herrera. 2008. Suelos: caracterización de las unidades morfoedafológicas del suelo para su reforestación y captura de carbono. pp. 25-51. *In*: Y. Nava e I. Rosas (eds.). *El parque Jaguarundi: conservación de la selva tropical veracruzana en una zona industrializada*. Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM. México, D. F.

- Siebe, C., M. Martínez R., G. Segura W., J. Rodríguez V., and S. Sánchez B. 1995. Soil and vegetation patterns in the tropical rainforest at Chajul Southeast Mexico. pp. 40-58. *In*: D. Sigmarangkir (ed.). Proceedings of the International Congress on Soil of Tropical Forest Ecosystems 3rd Conference on Forest Soils (ISSS-AISS-IBG). Mulawarman University Press, Indonesia.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soil. *Plant Soil* 241: 155-176.
- Tobón W., C. Martínez-Garza, and J. Campo. 2011. Soil responses to restoration of a tropical pasture in Veracruz (Southeastern Mexico). *J. Trop. For. Sci.* 23: 338-344.
- Valdespino, P., R. Romualdo, L. Cadenazzi, and J. Campo. 2009. Phosphorus cycling in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Ann. For. Sci.* 66: 107.

ALMACENES Y FLUJOS DE CARBONO EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS DE MÉXICO: SÍNTESIS Y PERSPECTIVAS

Carbon Stocks and Fluxes in Arid and Semiarid Ecosystems of Mexico: Synthesis and Prospects

Noé Manuel Montaña^{1‡}, Fernando Ayala², Stephen H. Bullock³, Oscar Briones⁴, Felipe García Oliva⁵, Rosalva García Sánchez⁶, Yolanda Maya², Yareni Perroni⁷, Christina Siebe⁸, Yunuen Tapia Torres^{9,10}, Enrique Troyo² y Enrico Yépez¹¹

¹ Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Apdo. Postal 55-535. 09340 México, D. F.

[‡] Autor responsable (nmma@xanum.uam.mx).

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur. 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

³ Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918. 22860 Ensenada, Baja California, México.

⁴ Instituto de Ecología A.C. Antigua Carretera a Coatepec, km 2.5, Col. El Haya. 91070 Xalapa, Veracruz, México.

⁵ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Apdo. Postal 27-3. 58090 Morelia, Michoacán, México

⁶ Laboratorio de Zonas Áridas, Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Apdo. Postal 09230. México, D.F.

⁷ Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad, Veracruzana. Av. de las Culturas Veracruzanas 101, Col. Emiliano Zapata. 91090 Xalapa, Veracruz, México.

⁸ Departamento de Edafología, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior, Ciudad Universitaria. 04510 México, D. F.

⁹ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN). Km. 9.6 Libramiento Norte Carretera Irapuato-León. 36821 Irapuato, Guanajuato, México.

¹⁰ Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Apdo. Postal 27-3. 58090 Morelia, Michoacán, México

¹¹ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero Sur 818 Centro. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

RESUMEN

Los ecosistemas áridos y semiáridos constituyen un tercio de la superficie terrestre global y un 60% del territorio mexicano, pero poco se sabe sobre su importancia en el ciclo del carbono (C). Este trabajo sintetiza y analiza la información disponible sobre almacenes, flujos y controles de la dinámica del C en las regiones áridas y semiáridas de México. En estos ecosistemas, la productividad neta del ecosistema, la respiración del suelo, la producción y la descomposición de la hojarasca están determinadas por la variabilidad de la precipitación, aunque la descomposición depende también de la radiación solar y temperatura. El suelo es el principal almacén de C, representa 45 y 90% del C en la biomasa del matorral y pastizal, respectivamente. Las regiones semiáridas podrían almacenar más C orgánico e inorgánico que las regiones áridas. El cambio de uso de suelo disminuye hasta en 50% el C orgánico del suelo (COS), pero las especies vegetales formadoras de islas de fertilidad y de recursos amortiguan el impacto de la perturbación en el almacenamiento del C, al actuar como “hotspots” de conservación y transformación del COS. Las biocostras también controlan la acumulación

del COS, debido a su rápida respuesta a la humedad que potencia los flujos del C y la transformación de los nutrientes en el suelo. El COS controla la estequiometría microbiana que regula la disponibilidad de otros nutrientes en el suelo. La información sobre la dinámica del C para las regiones áridas y semiáridas de México es aún escasa y fragmentada, ya que la mayoría se limita al COS, en los primeros 30 cm del perfil, sin considerar el C inorgánico del suelo. En consecuencia, es necesario y urgente estandarizar metodologías para cuantificar los almacenes y flujos a diferentes escalas espacio-temporales en los ecosistemas áridos y semiáridos del país.

Palabras clave: *biocostras; desiertos mexicanos; islas de recursos; matorrales desérticos; pastizales.*

SUMMARY

The arid and semiarid ecosystems cover one third of world continental area and around 60% in Mexico, but their role in the global C cycle regulation is poorly known. The present paper analyzes data on C stocks and fluxes, as well as control factors of C dynamics

Como citar este artículo:

Montaña, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García O., R. García S., Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia T., E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34: 39-59.

Recibido: agosto de 2015. Aceptado: enero de 2016.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 39-59.

in several arid and semiarid regions of Mexico. In these ecosystems, the net ecosystem productivity, soil respiration, litterfall, and litter decomposition are strongly affected by the total rainfall and its variability. Also, litter decomposition is affected by temperature and solar radiation. The main C pool in these ecosystems is the soil, containing 45% and 90% of total ecosystem carbon for desert-scrub and grassland, respectively. The semiarid regions have higher inorganic and organic C contents than the arid regions. However, soil organic carbon (SOC) is reduced by up to 50% because of land-use change, but this reduction may be mitigated by plant species, which form fertility and/or resources islands acting as a hotspot for conservation and transformation of SOC. Additionally, the soil biocrusts play an important role in the SOC accumulation, because it responds quickly to humidity pulses and therefore nutrients are released from organic compounds. Finally, SOC availability strongly affects microbial activity, which in turn controls soil nutrient availability and nutrient stoichiometry ratios linked to soil fertility. We conclude that the information of C stocks and fluxes in semiarid and arid ecosystems of Mexico is scarce and fragmented, because the majority of the studies are focused in SOC quantification in the upper 30 cm soil layer, and soil inorganic C is often not measured. For this reason, it is urgent and necessary to standardize methods and intensify the research on soil C dynamics in these ecosystems, integrating different spatial-temporal scales.

Index words: *biocrusts; mexican deserts; fertility islands; desert-scrubs; grassland.*

INTRODUCCIÓN

El estudio del ciclo global del carbono (C) es prioritario para entender las consecuencias del incremento acelerado de la concentración de CO₂ en la atmósfera, así como para diseñar estrategias a fin de reducir sus emisiones, y de esta manera mitigar el cambio climático global (Prentice *et al.*, 2001; Sitch *et al.*, 2008). Los esfuerzos se han dirigido a estimar el contenido de C en los principales reservorios de los ecosistemas y los factores que determinan su almacenamiento y dinámica (Quéré *et al.*, 2014). En los ecosistemas terrestres el almacén más importante de C es el suelo, pues contiene hasta tres veces más C que la vegetación o la atmósfera (Schlesinger y

Bernhardt, 2013). La cantidad de C almacenado en el suelo depende del clima, composición de la vegetación, actividad microbiana y régimen de disturbio (Jobbagy y Jackson, 2000; Sitch *et al.*, 2008). Asimismo, el C es la principal fuente de energía para la actividad de las comunidades microbianas del suelo, puesto que regula los procesos de transformación de los nutrientes y la fertilidad del mismo (Perroni *et al.*, 2010; Montaña y Sánchez-Yáñez, 2014).

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren un tercio de la superficie continental (Pointing y Belnap, 2012) y contienen 36% del C almacenado en los ecosistemas terrestres (Campbell *et al.*, 2008). En México estos ecosistemas son ampliamente reconocidos por su alta diversidad vegetal (6000 especies) y de endemismos (50%), así como por la variedad de procesos funcionales que los distingue y por ocupar cerca de 60% del territorio nacional (Challenger, 1998; Balbontin *et al.*, 2009). No obstante, los estudios sobre la dinámica del C en México se han centrado principalmente en los ecosistemas tropicales húmedos (Segura-Castruita *et al.*, 2005), mientras que las regiones áridas y semiáridas han sido menos estudiadas, aunque la información existente revela generalidades sobre cómo su alta heterogeneidad espacio-temporal afecta los almacenes y flujos del C, lo cual podría ser relevante ante las altas tasas de movimiento de C que a futuro podrían presentar estos ecosistemas a nivel mundial (Poulter *et al.*, 2014).

Las investigaciones en ecosistemas áridos y semiáridos mexicanos han documentado desde el intercambio neto de C con la atmósfera, la productividad primaria, el flujo del C a través de la producción de materia orgánica y su descomposición, hasta el almacenamiento del C en la fitomasa (aérea y subterránea) y en el suelo. Además, estudios más recientes evalúan el efecto de diferentes especies de plantas, biocostras (consorcios de cianobacterias, líquenes y musgos) y microorganismos en las transformaciones del C en el suelo, con el fin de comprender los mecanismos multiescalares que determinan la productividad neta del ecosistema. En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue sintetizar y analizar la información disponible, a diferentes escalas (ecosistémica, comunidades, biocostras y microbiana), sobre almacenes, flujos y factores que determinan la dinámica del C en distintos sitios localizados en las regiones áridas y semiáridas de México (Cuadro 1A-B), las cuales son las más sureñas

Cuadro 1-A. Características generales de los sitios en donde se han evaluado los almacenes y flujos de carbono en regiones áridas de México.

	A) Regiones áridas						
	Sonorense			Chihuahuense			
	El Mogor	Zona Experimental del CIBNOR, La Paz	Hermosillo (Centro Ecológico)	Rayón	Región Noreste	Mapimí	Cuatro Ciénegas
Estado	Baja California	Baja California Sur	Sonora	Sonora	Chihuahua	Durango	Coahuila
Coordenadas	32° 01' 48" N	24° 07' 37" N	29° 01' N	29° 44' 27" N,	28° 11' N	26° 30' N	26° 50' N
	116° 36' 15" O	110° 26' 06" O	110° 57' O	110° 32' 01" O	108° 28' O	104° 15' O	102° 08' O
Altitud (m)	406	17	425	630	870	1150	740
Tipo de clima	Bw(h')	Bw(h')hw(e)	Bw	BWh	Bw	Bw	BWhwx'(w)(e')
Precipitación promedio anual (mm)	246.7	173.6	335	515	250-300	200	217.21
Temperatura promedio anual (°C)	17.1	23.8	24.5	21.4	24	20.8	21.2
Índice de Langpp/t (más lluvioso [†])	14.43	7.2	13.67	24.1 [†]	12.5	9.62	10.24
Índice de sequía hidro-ambiental (más seco [‡])	8.24	9.01 [‡]	8.13	6.85	8.3	8.75	8.66
No. meses con lluvia efectiva (≥ 20%)	6	2	6	3	6	4	2
Tipo de vegetación	Matorral Mediterráneo	Matorral sarcocaulé	Matorral espinoso	Matorral subtropical	Pastizal halófilo y Matorral xerófilo	Matorral xerófilo Pastizal	Matorral xerófilo y Pastizal halófilo
Especies dominantes	<i>Adenostoma fasciculatum</i> , <i>Cneoridium dumosum</i> , <i>Salvia apiana</i> , <i>Lotus scoparius</i>	<i>Bursera microphylla</i> , <i>Cyrtocar paedulis</i> , <i>Jatropha cinerea</i> , <i>Prosopis articulata</i> , <i>Pachycereus pringlei</i>	<i>Bursera laxiflora</i> , <i>Jatropha cardifolia</i> , <i>M. distachya</i> , <i>Olneya tesota</i> , <i>Parkinsonia microphylla</i>	<i>Acacia cochliacantha</i> , <i>M. distachya</i> , <i>Fouquieria macdougalii</i> , <i>J. cordata</i> , <i>P. praecox</i>	<i>Acacia neovernicosa</i> , <i>Bouteloua gracilis</i> , <i>B. curtipendula</i> , <i>B. eripoda</i> , <i>B. hirsuta</i> , <i>Eragrostis obtusiflora</i> , <i>Larrea tridentata</i>	<i>L. tridentata</i> , <i>P. glandulosa</i> , <i>Pleuraphis mutica</i>	<i>Allenrolfea occidentalis</i> , <i>J. dioica</i> , <i>L. tridentata</i> , <i>Sporobolus airoides</i> ,
Tipo de material parental	Granito	Aluviones de granito	Sedimentarias del Paleozoico	Granito	Calizas y areniscas	Rocas calcáreas del Cretácico	Calizas y Yesos del Jurásico
Tipo de suelo (WRB)		Cambisoles y Regosoles	Cambisoles (o Calcisoles)	Regosoles y Cambisoles	Cambisoles y Calcisol	Cambisoles haplicos	Gipsisol y Calcisol
pH (H ₂ O)	6.5-7.5	7.5	7.5	6.35	7.8	8.2	8.5
MOS (%)	-	0.4	nd	1.33	nd	1	nd
C total (mg g ⁻¹)	2	2.1	46	21.4	25.6	10.9	13.4
N total (mg g ⁻¹)	-	0.89	3.3	1.52	-	0.59	0.9
P total (mg g ⁻¹)	-	0.047	0.6	0.017	-	-	0.09

WRB = Base Referencial Mundial del Recurso Suelo 2007; MOS = materia orgánica del suelo.

Cuadro 1-B. Características generales de los sitios en donde se han evaluado los almacenes y flujos de carbono en regiones semiáridas de México.

	B) Regiones semiáridas						
	Noreste Chihuahuense		Meseta Central	Hidalguense		Tehuacanense	
	Matorral Tamaulipeco		Ojuelos ^s y Dolores Hidalgo ^l	Valle del Mezquital		Valle de Tehuacán-Cuicatlán	
				Tula y Ajacuba	Ixmiquilpan-Actopan	Zapotitlán Salinas	San Luis Atlotitlán
Estado	Nuevo León	Tamaulipas	Jalisco-Guanajuato	Hidalgo	Hidalgo	Puebla	Puebla
Coordenadas	25° 09'N 99° 54'O	24° 33'N 99° 07'O	21° 49'N-101° 37'O ^s 21° 09'N-100° 56'O ^l	19°54'-20°30'N 99°22'-98°40'O	20°11'-20°40'N 98°50'-99°20'O	18° 20'N 97° 28'O	18° 28'N 97° 58'O
Altitud (m)	350	120	2200 y 1920	2000-2100	1300-3000	820	1700
Tipo de clima	BWhw	Bs	Bs	Bs	Bs1	Bs	Bs
Precipitación promedio anual (mm)	362	650	380 y 500	435-689 (media: 562)	550	450	400
Temperatura promedio anual (°C)	22.3	24.7	18 y 18	17	24	22	25.5
Índice de Lang (más lluvioso [†])	16.23	26.3	21 y 27	25.5- 46.5 (media: 33.65 [†])	22.9	20.4	18.2
Índice de sequía hidro-ambiental (más seco [†])	7.84 [‡]	6.38	16.3 y 25	5.91	6.88	7.09	7.59
No. meses con lluvia efectiva (≥ 20%)	6	7	6	6	6	7	7
Tipo de vegetación	Matorral espinoso; Pastizal	Matorral espinoso; Pastizal	Pastizal; Matorral xerófilo	Matorral xerófilo. Agricultura de riego y de temporal	Matorral xerófito espinoso	Matorral xerófilo espinoso	Bosque de Chichipe con Matorral xerófilo
Especies dominantes	<i>Acacia berlandieri</i> , <i>A. farnesiana</i> , <i>B. myricaefolia</i> , <i>P. glandulosa</i> , <i>Pithecellobium pallens</i>	<i>Diospiros texana</i> , <i>P. pallens</i> , <i>P. glandulosa</i> , <i>P. tamaulipana</i>	<i>Bouteloua gracilis</i> , <i>A. farnesiana</i> , <i>P. laevigata</i>	<i>A. farnesiana</i> , <i>Cylindropuntia imbricata</i> , <i>Opuntia streptacantha</i> , <i>P. laevigata</i> , <i>Yucca</i> sp.	<i>A. farnesiana</i> , <i>Cylindropuntia imbricata</i> , <i>Mimosa biuncifera</i> , <i>O. strpthacantha</i> , <i>P. laevigata</i>	<i>Mimosa luisana</i> , <i>Neobuxbamia tetetzo</i> , <i>P. laevigata</i>	<i>Mimosa</i> spp., <i>Polaskia chichipe</i> , <i>P. chende</i> , <i>P. laevigata</i>
Tipo de material parental	Porlutitas del Cretácico superior	Porlutitas del Cretácico	nd	Aluvión y coluvión del Cuaternario	Sedimentaria: Lutita y caliza	Sedimentarias y metamórficas del Cretácico	Ígneas y Areniscas del Cretácico
Tipo de suelo (WRB)	Leptosol y Calcisol	Cambisoles	Cambisoles Leptosoles	Leptosol. Phaeozem y Vertisol	Leptosol y Phaeozem	Calcisol	Leptosol
pH (H ₂ O)	7.2	7.6	7.6	6.9-8.4	8	7.8	7.2
MOS (%)	nd	nd	nd	3-Jun	2.82	5.2	3.2
C total (mg g ⁻¹)	77.3	136.4	44 y 32	16- 23	16.2	20.7	11.7
N total (mg g ⁻¹)	nd	nd	4.4 y 3.1	1.4-24	1.43	1.9	2.7
P total (mg g ⁻¹)	nd	nd	nd	nd	0.43	0.82	nd

WRB = Base Referencial Mundial del Recurso Suelo 2007; MOS = materia orgánica del suelo.

de los desiertos de Norteamérica y corresponden a la zona intertropical. Esta síntesis es crucial para guiar los esfuerzos colectivos en estas regiones del país, pero también para generar una base empírica referente a magnitudes, procesos y controles que contribuyen a escenarios globales, pues estos ecosistemas pueden representar sumideros y fuentes de C a la atmósfera, por lo que considerarlos en los análisis globales podría impactar los actuales escenarios y las estrategias de mitigación del cambio climático global.

El Intercambio Neto de C en el Ecosistema

El flujo de C en las regiones áridas y semiáridas de México está fuertemente controlado por la estacionalidad y la cantidad de la lluvia anual. Una métrica importante para entender la respuesta de estos ecosistemas a la variabilidad climática es el intercambio neto de CO₂ entre el ecosistema y la atmósfera. Este parámetro integra el flujo fotosintético (p. ej.: productividad primaria bruta, PPB) y la respiración (p. ej.: el flujo combinado de la respiración autótrofa, Ra y la respiración heterótrofa, Rh) del ecosistema, y puede ser medido de forma continua a escala ecosistémica con técnicas micrometeorológicas (Baldocchi, 2008) o en parcelas experimentales con cámaras estáticas (Jasoni *et al.*, 2005). En pastizales de la región semiárida Chihuahuense (Meseta Central, Ojuelos Jalisco) Delgado-Balbuena *et al.* (2013) estudiaron, mediante cámaras estáticas, el efecto de la pérdida de la cobertura vegetal y del cambio en la composición de especies en los flujos de C, registrando que sitios sobrepastoreados y matorralizados funcionan como sumideros netos de C, ganando en promedio 77.6 y 25.8 g C m⁻² año⁻¹, respectivamente. En contraste, un pastizal con exclusión de ganado durante 28 años fue una fuente neta de C al perder 25.7 g C m⁻² año⁻¹, en tanto que un sitio con pastoreo moderado no mostró pérdidas ni ganancias de C (0.003 g C m⁻² año⁻¹), lo cual por un lado indica que el sobrepastoreo estimula el crecimiento de la biomasa subterránea que constituye un almacén considerable de C en el suelo, y por el otro resalta la importancia del uso y manejo de estos ecosistemas en el secuestro de C.

El intercambio neto de C se ha registrado en varios ecosistemas semiáridos de México (Vargas *et al.*, 2013), entre los que destacan los trabajos realizados en el matorral sarcocaula en Baja California Sur (Hastings *et al.*, 2005; Bell *et al.*, 2012), el matorral subtropical

en Rayón, Sonora (Tarin *et al.*, 2012) y el matorral mediterráneo en El Mogor, Baja California (Aguirre, 2014)¹. En estos ecosistemas se reportó que la cantidad de lluvia determinó los flujos anuales y estacionales del carbono. Por ejemplo, en un año con lluvia promedio (196 mm) el matorral sarcocaula capturó C (52 g C m⁻² año⁻¹), mientras que en un año seco (55 mm) representó una fuente neta de C a la atmósfera (258 g C m⁻² año⁻¹; Bell *et al.*, 2012), lo cual sugiere que este tipo de ecosistemas se pueden convertir en fuente o sumidero de C, dependiendo de la cantidad de lluvia. Por otro lado, los flujos de C pueden variar al interior del año, a pesar de que sean años húmedos (Figura 1). En la época seca pueden ocurrir ganancias o pérdidas de C casi nulas; sin embargo durante los meses húmedos, además de que estos ecosistemas reverdecen rápidamente, inician un intenso intercambio de gases. Las evidencias indican que al inicio del temporal, el flujo respiratorio es dominante (pérdida neta de CO₂ hacia la atmósfera), como consecuencia de la rápida activación de la microbiota del suelo, que comienza a descomponer la materia orgánica lábil remanente de la temporada de crecimiento anterior; pero durante el pico de la temporada de crecimiento, el intercambio de

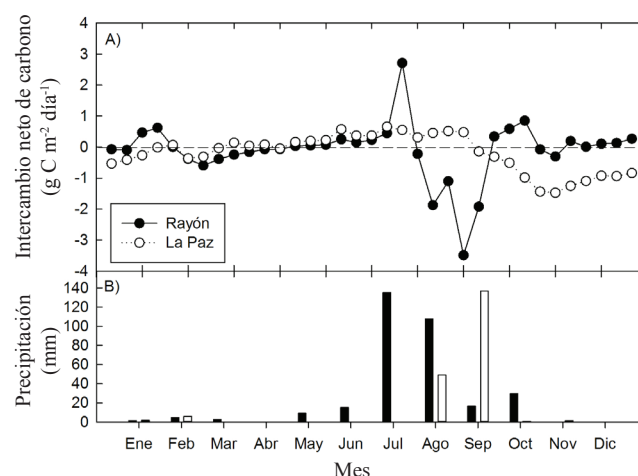


Figura 1. A) Intercambio neto de carbono medido con la técnica de correlación de vórtices en dos matorrales áridos de México localizados en el desierto Sonorense. B) Acumulación mensual de lluvia para cada ecosistema, las barras oscuras son de Rayón y las barras claras de La Paz. Los datos son promedios de diez días en años con precipitación promedio para cada sitio. Símbolos oscuros corresponden al matorral sarcocaula de La Paz, Baja California Sur para el año 2002 (Hastings *et al.*, 2005) y los símbolos claros al matorral subtropical de Rayón, Sonora en 2009 (Tarin *et al.*, 2012). Valores positivos indican pérdida de C de la superficie a la atmósfera y valores negativos ganancia de la atmósfera al ecosistema.

¹ Aguirre, C. A. 2014. Variación estacional e interanual en la producción primaria bruta y evapotranspiración en un ecosistema de clima mediterráneo en Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias de la Tierra. CICESE.

C fue dominado por la PPB y, por lo tanto, dominó la captura del C (Hastings *et al.*, 2005; Tarin *et al.*, 2012). En contraste, en el matorral subperennifolio del noroeste de Baja California, el balance del sistema es típicamente positivo o cercano a cero (Aguirre, 2014)¹.

Las emisiones de C asociadas a la respiración del suelo (Rs) se presentan cuando existe un pulso de humedad. Por ejemplo, en el matorral subtropical de Rayón, Sonora, Cueva-Rodríguez *et al.* (2012) reportaron que la humedad favoreció la Rs hasta una tasa de $8.8 \pm 1.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, mientras que en días secos la tasa de Rs se mantuvo a menos de $0.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Cuadro 2). Asimismo, León *et al.* (2014) reportaron que el flujo de CO_2 del suelo en el matorral mediterráneo de El Mogor en Baja California se incrementó 522% después de su re-humedecimiento. Este tipo de ecosistemas se han caracterizado por una amplia variabilidad de lluvia entre años (Bell *et al.*, 2014), lo cual ocasiona que la Rs sea muy variable en el tiempo y dependa de la frecuencia de los eventos de lluvia (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2012). Además, cuando estos ecosistemas se aprovechan para la agricultura de riego (González *et al.*, 2015), se observan igualmente incrementos de hasta 481% en las emisiones de CO_2 poco tiempo después del riego del cultivo de maíz ($1.79 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), en comparación con el cultivo de temporal ($0.38 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Un factor adicional que podría modificar las estimaciones y conceptos de balances de flujos de C entre la tierra y atmósfera, es el flujo horizontal del COS en el paisaje. Smith *et al.* (2007) enfatizaron que hay desplazamiento del COS y hojarasca ladera abajo con la erosión (Cuadro 2), por lo que el almacenamiento del C en el suelo y también la Rs pudieran estar desligados de la productividad primaria neta local, con diferentes sesgos a través del paisaje; sin embargo, estos flujos son prácticamente desconocidos.

Producción y Descomposición de Hojarasca como Flujo de C al Suelo

Las plantas, al igual que otros organismos autótrofos como las cianobacterias, transforman la energía solar en compuestos químicos por medio de la fotosíntesis. Parte de la energía química generada se invierte en sus procesos metabólicos y el resto la utilizan para formar biomasa, en diversas estructuras que pueden ser accesibles a los consumidores heterótrofos. La caída de hojas, troncos y ramas desde

el dosel al suelo es la mayor ruta de transferencia de C en los ecosistemas terrestres, en virtud de que representa un alto porcentaje de la PPB (Meentemeyer *et al.*, 1982). Los estudios sobre el aporte de hojarasca y los factores que intervienen en su descomposición en matorrales y pastizales áridos y semiáridos de México concluyen que la caída de hojarasca está relacionada con la composición y estructura de la vegetación, y que su producción puede ser escasa o abundante durante las estaciones de crecimiento, dependiendo de la cantidad de lluvia (Martínez-Yrizar *et al.*, 1999). Por ejemplo, el matorral xerófilo tamaulipeco tuvo mayor producción de hojarasca en comparación con otros sitios más secos, como el matorral sarcocaula en Baja California Sur y el matorral xerófilo en Sonora (Búrquez *et al.*, 1999; Martínez-Yrizar *et al.*, 1999; Maya y Arriaga, 1996; Pavón *et al.*, 2005; González-Rodríguez *et al.*, 2013) (Cuadro 2).

La velocidad de descomposición de la hojarasca reportada en los desiertos mexicanos oscila dentro del intervalo de 0.001 a $0.44 \text{ g C año}^{-1}$ (Cuadro 2), siendo inferior a otros ecosistemas húmedos y subhúmedos, como los bosques tropicales estacionales o bosques tropicales subhúmedos (0.45 y 2.0 g C año^{-1} , respectivamente; García-Oliva *et al.*, 2006). La descomposición está influenciada por factores abióticos y la fauna edáfica, en particular termitas, hormigas y microartrópodos fitófagos y saprófitos (Montaña *et al.*, 1988; Martínez-Yrizar *et al.*, 2007; Arriaga y Maya, 2007; Miguel, 2013²; Villarreal-Rosas *et al.*, 2014). La producción de hojarasca ocurre justo cuando la disponibilidad de agua y la actividad de los descomponedores se reduce (Miguel, 2013)², por lo que la radiación solar y temperatura se tornan extremas y actúan en la degradación de la hojarasca al punto que, tras las lluvias de verano, cuando las condiciones son propicias para la reactivación de hongos y bacterias, ocurre la mayor pérdida de masa (Arriaga y Maya, 2007), que probablemente depende de una intensa foto-oxidación que altera la composición química de la materia orgánica (Feng *et al.*, 2011) y cuya contribución es necesario demostrar en futuros experimentos en estos ecosistemas. Los datos también sugieren que la hojarasca podría no representar un flujo importante de C al suelo en este tipo de ecosistemas en términos de biomasa; sin embargo, este flujo puede ser crítico desde el punto de vista energético en el contexto del metabolismo microbiano.

² Miguel, J. 2013. Fauna de costras biológicas y suelo de islas de recursos por *Mimosa luisana*, en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, México. Tesis de Licenciatura en Biología. FES-Zaragoza. UNAM. México, D. F.

Cuadro 2. Flujos de carbono medidos en algunas regiones áridas y semiáridas de México.

	Regiones áridas						Regiones semiáridas			
	Sonorense		Chihuahuense		Tamaulipeca	Meseta central	Hidalguense	Tehuacanense		
	Baja California	Baja California Sur	Sonora	Sonora	Durango	Coahuila	Nuevo León	Guanajuato	Hidalgo	Puebla-Oaxaca, Valle de Tehuacán-Cuicatlán
Flujos	El Mogor	CIBNOR	Hermosillo	Rayón	Mapimí	Cuatro Ciénegas	Matorral Tamaulipeco	Dolores Hidalgo	Valle del Mezquital	Zapotitlán Salinas
Hojarasca (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	1.3	1.21	3.57	-	-		4.07	-	-	0.25
Tasa de descomposición (k)	-	0.021	0.0064	-	0.001-0.28		0.44	-	-	0.0014
Rs con biocostras (μmol m ⁻² s ⁻¹)	-	2.1×10 ⁶	-	-	-		-	-	-	-
Rs (μmol m ⁻² s ⁻¹)	2.4	1.6×10 ⁶	-	0.5-8.8	-		-	-	Agr=0.38 AgrR=1.79	-
CO ₂ -C (μg C g ⁻¹ d ⁻¹), en suelo-	-	-	80.2	-	95	Matorral =9.2	-	Agr=10-12	AgrR =21-32	31.2
CO ₂ -C (μg C g ⁻¹ d ⁻¹), suelo con biocostras	-	-	-	-	-	Pastizal =11.7	-	Matorral =28-32	Matorral =48	52.3
Erosión del C orgánico (Mg km ⁻² año ⁻¹)	10	-	-	-	-		-	-	-	-
REFERENCIAS	1, 2	3	4, 5, 6	7	8, 9	10	11	12	13, 14, 15	16, 17, 18

Rs = respiración del suelo; CO₂-C = tasa potencial de mineralización de carbono; Agr = agricultura de temporal; AgrR = agricultura de riego.

Almacenes y Flujos de C en la Vegetación y el Suelo

El contenido de C en el suelo está controlado por las condiciones ambientales, la comunidad vegetal y el uso del suelo. En las Figuras 2 y 3 se presentan los contenidos de C en la biomasa aérea, subterránea y en el suelo, para diferentes ecosistemas áridos y semiáridos de México. Los estudios muestran que el C almacenado en la fitomasa total de estos ecosistemas varía de 2.3 a 19.5 Mg ha⁻¹, donde el C en la biomasa aérea fluctúa de 1.6 a 15.4 Mg ha⁻¹ y en las raíces de 0.7 a 10.1 Mg ha⁻¹ (Pavón y Briones 2000; Návar *et al.*, 2002; Pavón, 2007; Medina-Roldán *et al.*, 2008; Návar 2008; Búrquez *et al.*, 2010; Perroni *et al.*, 2014;

Becerril-Piña *et al.*, 2014; Tapia-Torres *et al.*, 2015a) (Figura 2). Así mismo, los datos citados indican que los matorrales áridos presentan los valores más bajos de C total, especialmente en Cuatro Ciénegas, Coahuila, México, en comparación con los matorrales semiáridos, que a su vez tienden a almacenar más C en su biomasa aérea (Figura 2). Esta tendencia puede estar asociada a una mayor disponibilidad de agua a lo largo del año, y a temperaturas menos extremas (Cuadro 1A-B). Por su parte, los pastizales áridos y semiáridos almacenan hasta tres veces más C en sus raíces que en la biomasa aérea, y el contenido de C en las raíces tiende a ser mayor en los pastizales semiáridos (Figura 2). Lo anterior implica que el retorno del C al suelo ocurre por

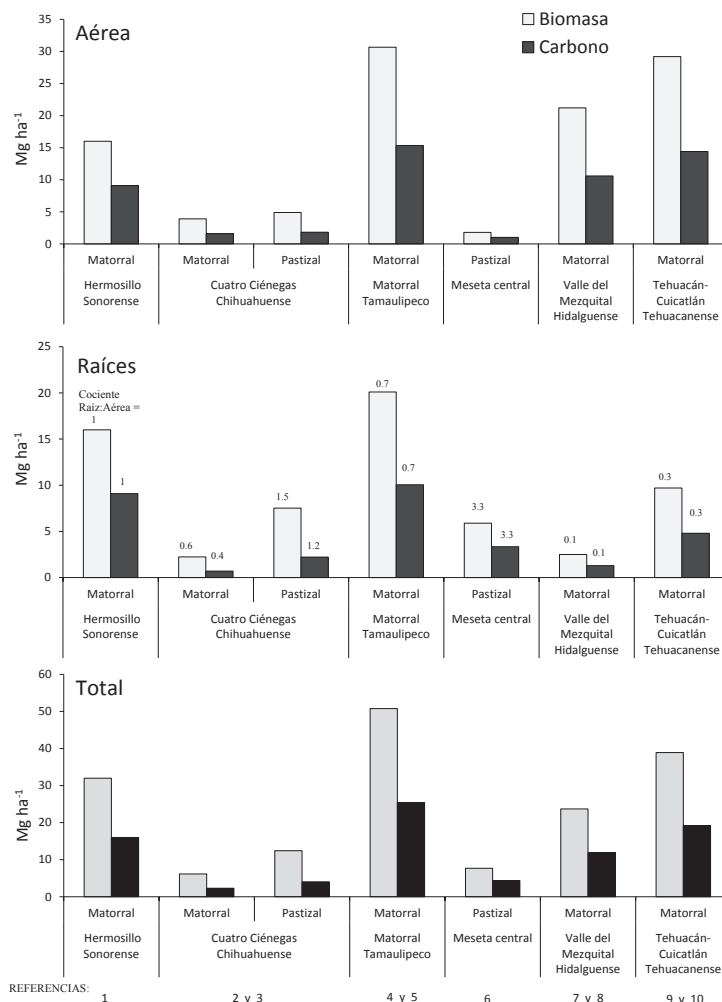


Figura 2. Biomasa (Mg ha⁻¹) y contenidos de carbono (Mg C ha⁻¹) en la porción aérea, raíces y fitomasa total en diferentes ecosistemas áridos y semiáridos de México. Referencias: 1. Búrquez *et al.*, 2010; 2. Perroni *et al.*, 2014; 3. Tapia-Torres *et al.*, 2015; 4. Nívar *et al.*, 2002; 5. Nívar, 2008; 6. Medina-Roldán *et al.*, 2008; 7. Becerril-Piña *et al.*, 2014; 8. Pavón, 2007; 9. Datos inéditos de biomasa aérea estimados con base en las ecuaciones propuestas por Nívar *et al.*, 2004; 10. Pavón y Briones, 2000.

medio de la biomasa radical, como ha sido reportado en otros ecosistemas secos dominados por pastos (Sims y Singh, 1978).

El almacén de C orgánico del suelo (COS) en los matorrales áridos y semiáridos fluctúa de 2.1 a 72 Mg C ha⁻¹, mientras que el almacén de C inorgánico del suelo (CIS) varía de 1.95 a 17.9 Mg C ha⁻¹, aunque solo ha sido evaluado en tres regiones (Figura 3). El almacén promedio de COS en matorrales áridos de las regiones Sonorense y Chihuahuense es de 8.8 Mg C ha⁻¹ (2.1-18 Mg C ha⁻¹), en donde los valores más bajos corresponden al matorral sarcocaulé en Baja California Sur y al matorral xerófilo en Cuatro

Ciénegas, Coahuila; en tanto que los valores más altos ocurren en los matorrales xerófilos de Hermosillo y noreste de Chihuahua (Figura 3). En contraste, el almacén promedio de COS en los matorrales de las regiones semiáridas Hidalguense y Tehuacanense fue de 27.6 Mg C ha⁻¹ (11.9-72 Mg C ha⁻¹), indicación de que almacenan tres veces más COS que las regiones áridas. No obstante, la estimación del CIS en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán sugiere también que los suelos semiáridos podrían almacenar dos veces más CIS que las regiones áridas (Cuatro Ciénegas y La Paz, Figura 3) y que en ambas regiones el CIS representaría entre 40 y 54% del C total en el suelo. Los suelos del matorral

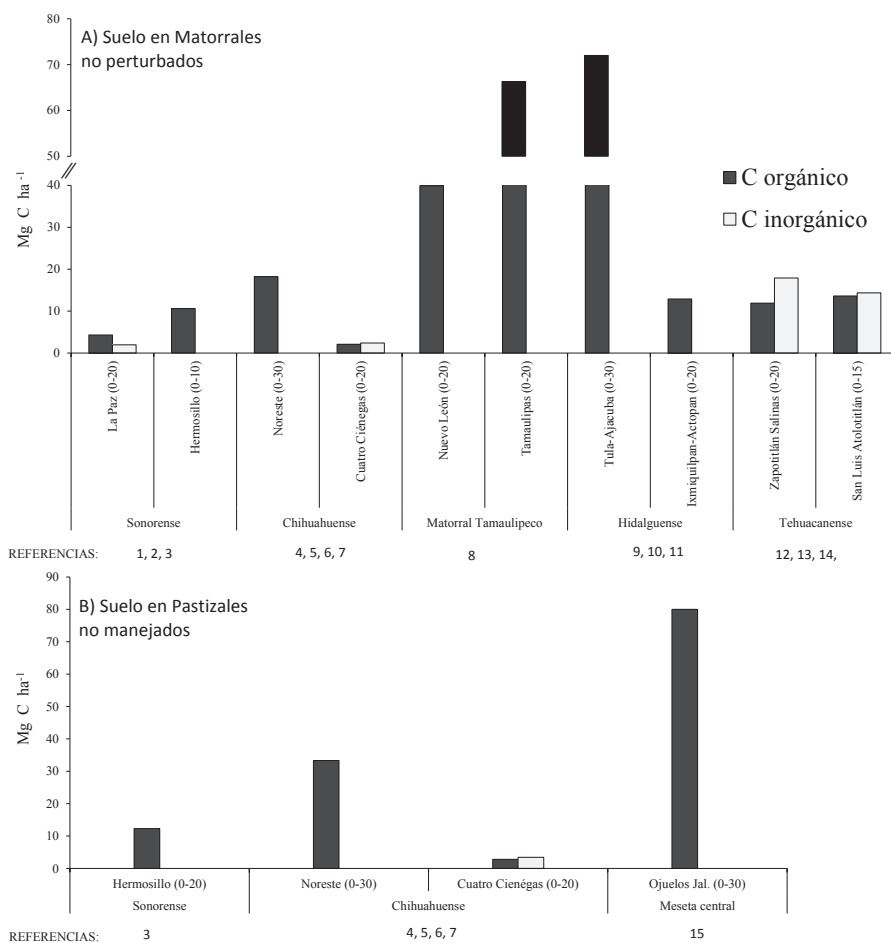


Figura 3. Almacén de carbono (Mg C ha⁻¹) en el suelo de diferentes: A) Matorrales y B) Pastizales de ecosistemas áridos y semiáridos de México. Referencias: 1. Ayala *et al.*, 2015, datos inéditos; 2. Núñez *et al.*, 2001; 3. Morales-Romero *et al.*, 2014; 4. Jurado, 2012; 5. Jurado *et al.*, 2013; 6. Perroni *et al.*, 2014; 7. Tapia-Torres *et al.*, 2015a; 8. Segura-Castruita *et al.*, 2005; 9. Sánchez-González *et al.*, 2012; 10. García-Sánchez *et al.*, 2015, datos inéditos; 11. Montaña *et al.*, 2006; 12. Camargo-Ricalde *et al.*, 2010; 13. Sandoval-Pérez *et al.*, 2016, datos inéditos; 14. Montaña *et al.*, 2015 (datos inéditos). Adelante del nombre de cada región de estudio y entre paréntesis se reporta la profundidad (cm) a la que se midió el C en el suelo.

tamaulipeco (Tamaulipas) y los matorrales xerófilos de Tula-Ajacuba, en la región Hidalguense, representan el mayor almacén de COS (66 - 72 Mg C ha⁻¹). Nívar (2008) estimó hasta 184 Mg C ha⁻¹ en los primeros 50 cm del suelo en el matorral tamaulipeco; sin embargo, este valor está fuera del rango reportado en otros ecosistemas de México (Segura-Castruita *et al.*, 2005). Lo anterior podría deberse a que el almacén de C se estimó a una mayor profundidad del suelo que en las otras regiones, y a que una alta densidad de especies arbustivas como *Acacia berlandieri*, *Prosopis glandulosa* y *Cordiabois sieri* acumulan hasta 0.51 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en estos ecosistemas (Nívar, 2008).

El almacén de C en suelos con pastizales no perturbados varía entre 2.8 y 80 Mg C ha⁻¹, en donde la tendencia sugiere que los suelos de las regiones áridas Sonorense y Chihuahuense contienen menos COS que las regiones semiáridas de la Meseta central, como en Ojuelos, Jalisco (Figura 3). Los reportes en la región árida muestran, a escala local, que las especies vegetales dominantes determinan la cantidad de COS. Por ejemplo, en el noreste de Chihuahua, la cantidad de COS varía según el tipo de pastizal, ya que el suelo del pastizal mediano con presencia de *Aristida* sp., *Bouteloua gracilis* y *B. hirsuta* tuvo 21.3 Mg C ha⁻¹, mientras que el pastizal amacollado dominado por

B. gracilis y *B. hirsuta* contiene 42 Mg C ha⁻¹, y el pastizal halófilo con *Sporobolus airoides*, *Eragrostis obtusiflora* y *Muhlenbergia repens* almacena 14 Mg C ha⁻¹ (Jurado, 2012; Jurado *et al.*, 2013). En contraste, en la región semiárida, los datos para los pastizales de Ojuelos, Jalisco, indican que la variación del C en el suelo oscila entre 3 y 110 Mg ha⁻¹, en función de la cubierta vegetal y el tipo de pastizal. De tal manera, los pastizales sin pastoreo dominados por *Pleuraphis mutica* (= *Hilaria mutica*) y *Sporobolus aeroides* exhibieron mayor contenido de COS (hasta 110 Mg C ha⁻¹; Medina-Roldán *et al.*, 2008). Los datos sugieren que los suelos con pastizal presentan mayor entrada de materia orgánica, principalmente por la biomasa radical (Tapia-Torres *et al.*, 2015a), lo cual favorece la acumulación del C orgánico en el suelo.

El CIS es el almacén menos variable con la estacionalidad de la lluvia, en tanto que el COS es el más dinámico a lo largo del año y se relaciona positivamente con la mineralización del C (Sandoval-Pérez *et al.* (2016) datos inéditos). En la región semiárida Sonorense, Núñez *et al.* (2001) mostraron que el contenido de COS en zonas cerca de arroyos fue similar al de zonas en laderas (1.42 mg g⁻¹ contra 1.63 mg g⁻¹, respectivamente), y que el contenido de COS fue mayor bajo el dosel de las plantas (0.62 mg C g⁻¹) que en las áreas abiertas (0.15 mg C g⁻¹). Estos autores indicaron que, en el suelo colectado en laderas y bajo el dosel de las plantas, la mineralización de C aumentó al adicionar mantillo de plantas anuales, posiblemente por que este tiene una mejor calidad que estimuló la actividad microbiana, pues el mantillo de las plantas anuales tuvo el doble de concentración de fósforo (P) que el de las perennes. En contraste, el mantillo de las plantas perennes favoreció la mineralización de C en el suelo colectado en áreas abiertas, sugiriendo una composición microbiana diferente, o una menor concentración de nitrógeno (N) en el suelo de este hábitat. Asimismo, los valores de mineralización de C que se reportan en el suelo de las regiones áridas Sonorense y Chihuahuense son mayores que los de las regiones semiáridas (Cuadro 2). La mineralización de C también varía entre suelos asociados a diferentes especies; p. ej.: en la región del Bajío, la incorporación de hojarasca al suelo de *P. laevigata* y *A. tortuosa* incrementa en 2.7 y 2.4 veces, respectivamente, la actividad y biomasa microbianas en el suelo bajo la copa de estas leguminosas, en relación con las áreas abiertas y con el suelo agrícola (Reyes-Reyes *et al.*,

2002, 2003). De forma similar, Montaña *et al.*, 2015 (datos inéditos) reportan que algunas leguminosas, como *M. luisana*, incrementan el C lábil en el suelo bajo su copa y presentan mayores tasas de mineralización de C (70 µg C g⁻¹ d⁻¹) en comparación con otras especies de *Mimosa* spp. (41 µg C g⁻¹ d⁻¹) y con sus áreas abiertas (21 µg C g⁻¹ d⁻¹). En general, estos estudios reportan que la mineralización potencial del C aumenta en la estación seca y que su reducción durante la estación de lluvias está asociada a la activación y crecimiento de grupos microbianos heterotróficos que, desde el inicio de las lluvias y a lo largo de la época húmeda, usan los compuestos lábiles de C y participan en la descomposición de la MOS.

Impacto del Cambio de Uso de Suelo en los Almacenes y Flujos de Carbono

Las investigaciones realizadas en diferentes regiones áridas y semiáridas de México muestran que el cambio de uso de suelo tiene un efecto negativo sobre el almacén de C en los suelos. Considerando como línea base la cantidad de C que los suelos con matorral y pastizal pueden almacenar bajo condiciones de no perturbación (Figura 3), el cambio de uso de suelo de estos tipos de vegetación a matorral perturbado, cultivos agrícolas de temporal, pastizales sobrepastoreados y uso urbano, han reducido el almacén de COS entre 30 y 76% (Figura 4). Los estudios a escalas locales y regionales indican que en la región árida Sonorense de Baja California Sur, la agricultura y la urbanización disminuyeron el almacén de COS en 30 y 94%, respectivamente. Asimismo, en el matorral semiárido tamaulipeco Nívar (2008) reportó que el almacén de COS se reduce en cerca de 50% cuando los matorrales son transformados a agricultura, especialmente en los suelos cultivados durante 15 años continuos. Dicho autor estima también que la acumulación de C en el suelo, después de 15 años de abandono y sin practicar la agricultura fue de 7.7 Mg C ha⁻¹. En la región semiárida Hidalguense Sánchez-González *et al.* (2013), al comparar el almacén de COS entre matorral xerófilo y maíz de temporal en los primeros 30 cm del suelo (crono-secuencia de 3 a 100 años), indicaron que el suelo del matorral almacenó 72 Mg C ha⁻¹ y que en el suelo con cultivo de maíz de temporal este valor se redujo a 43 Mg C ha⁻¹. Este mismo estudio indicó que las parcelas de maíz bajo riego con agua residual comienzan a recuperar sus almacenes de COS

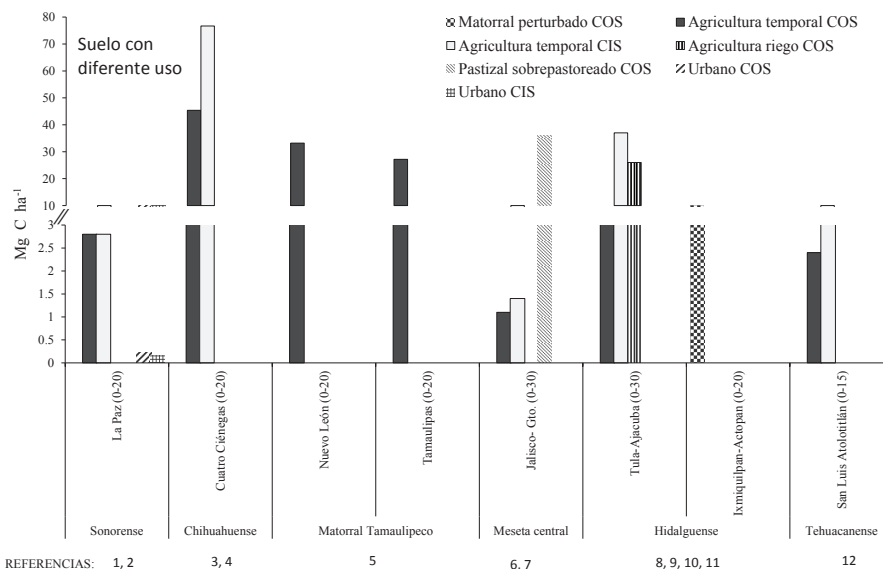


Figura 4. Almacén de carbono (Mg C ha^{-1}) en el suelo, bajo diferentes cambios de usos de la tierra en ecosistemas áridos y semiáridos de México. Referencias: 1. Ayala *et al.*, 2015, datos inéditos; 2. Morales-Romero *et al.*, 2014; 3. Martínez-Piedragil, 2013³; 4. Becerra, 2014⁴; 5. Segura-Castruita *et al.*, 2005; 6. Reyes-Reyes *et al.*, 2003; 7. Medina-Roldán *et al.*, 2008; 8. Friedel *et al.*, 2001; 9. Sánchez-González *et al.*, 2012; 10. García-Sánchez *et al.*, 2015, datos inéditos; 11. Montaña *et al.*, 2006; 12. Montaña *et al.*, 2015 (datos inéditos). Adelante del nombre de cada región de estudio y entre paréntesis se reporta la profundidad (cm) a la que se midió el C en el suelo.

al nivel de los matorrales después de 30 años y que, hasta los 50 años, el almacén de COS en el suelo logra estabilizarse. En la región semiárida Hidalguense Montaña *et al.* (2006) documentaron, también, que la perturbación de la vegetación arbustiva ocurrida a lo largo de una década (1990-2000) redujo el almacén de COS de 12.9 a 9.4 Mg C ha^{-1} en los primeros 20 cm de profundidad, debido a la pérdida de 31% de la diversidad de especies y de 66% de las especies originales con respecto a los matorrales conservados. De manera similar Montaña *et al.*, 2015 (datos inéditos) mostraron que la transformación del bosque de Chichipera (dominado por *Polaskia chichipe*, *cactaceae*) a agricultura de maíz-frijol disminuye en 76% el COS en la región semiárida del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, y que el CIS se redujo de 14.3 a 5.6 Mg C ha^{-1} , mientras que el sistema agroforestal Milpa-Chichipera practicado en la región logra mantener el almacén de COS en valores cercanos a la vegetación conservada (9.4 Mg C ha^{-1}).

Las evaluaciones de la dinámica del C también revelan la función de algunas especies vegetales en amortiguar el impacto del cambio de uso de suelo en el almacenamiento del C en el mismo. Por ejemplo en

la Meseta central, en Dolores Hidalgo, Guanajuato, el suelo bajo la copa del mezquite (*Prosopis laevigata*) y Huizache (*Acacia tortuosa*) acumula más MOS y COS en comparación con las áreas abiertas y los suelos agrícolas (Frías-Hernández *et al.*, 1999, Reyes-Reyes *et al.*, 2003). Asimismo, en los matorrales perturbados de la región semiárida Hidalguense, *P. laevigata* favoreció el almacén de COS en relación con las áreas abiertas (6.8 Mg C ha^{-1} bajo la especie contra 2.7 Mg C ha^{-1} en áreas abiertas), evidenciando la capacidad de esta especie en mantener la cantidad de C en el suelo (Montaña *et al.*, 2006). En esta misma región el suelo asociado a *P. laevigata*, *Opuntia streptacantha* y *Mimosa biuncifera* tiene más COS (5.19 a 6.16 Mg C ha^{-1}), pero la perturbación promueve también la presencia de otras especies como *Mimosa biuncifera*, *Cylindropuntia imbricata*, *Flourenzia resinosa* y *Agave striata*, que aportan diferente cantidad y calidad de hojarasca al suelo, donde los valores de COS están entre 5.9 a 6.5 Mg C ha^{-1} , los cuales son similares a los del suelo con matorrales conservados (García-Sánchez *et al.*, 2012). En la región semiárida del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, las especies de *Mimosa* spp. también incrementan el COS en relación con las áreas

³ Martínez Piedragil, C. 2013. Dinámica de nutrientes en parcelas agrícolas abandonadas en el Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. UNAM. México, D: F:

⁴ Becerra, N. 2014. Dinámica de C, N y P y composición de la comunidad bacteriana del suelo de un gradiente de manejo agrícola en el Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Tesis de Licenciatura en Ciencias Ambientales. ENES-Morelia, UNAM.

abiertas (AA) sin cobertura vegetal (Camargo-Ricalde *et al.*, 2010). Por ejemplo, *M. lacerata* es la especie con el mayor contenido de COS en el suelo bajo su influencia (5.4 Mg C ha⁻¹ contra AA= 3.7 MgC ha⁻¹) en comparación con *M. texana* var. *filipes* (4.9 Mg C ha⁻¹ contra AA= 1.4 Mg C ha⁻¹), *M. luisana* (4.4 Mg C ha⁻¹ contra AA= 2.9 Mg C ha⁻¹) y *M. polyantha* (3 Mg C ha⁻¹ contra AA= 1.9 Mg C ha⁻¹).

Existen también algunas evidencias que muestran que la transformación del matorral a cultivo puede no afectar el contenido de COS, o bien incrementarlo. Este es el caso de la conversión del matorral espinoso a pasturas de buffel (*Pennisetum ciliare*), que no modificó el contenido de COS en la región Sonorense (Morales-Romero *et al.*, 2014); de la producción de alfalfa en Cuatro Ciénegas, en la región árida Chihuahuense, en donde el incremento del COS fue asociado a la fertilización de las parcelas (Becerra, 2014)⁴, y del cultivo maíz con riego de agua residual en el Valle del Mezquital, en la región Hidalguense (Friedel *et al.*, 2000), lo cual promueve la producción vegetal y, por tanto, una mayor incorporación de C orgánico al suelo. No obstante, la conversión a buffel sí afectó la mineralización del C y el C microbiano del suelo. El C microbiano aumentó de 633 µg C g⁻¹ en el matorral a 1120 µg C g⁻¹ en la pastura; mientras que la mineralización de C se redujo de 2.5 mg Cg⁻¹ d⁻¹ en el matorral a 13 mg C g⁻¹ d⁻¹ en la pastura. En contraste, Medina-Roldán *et al.* (2008) reportaron mayor contenido de C en el suelo de pastizales con pastoreo moderado que con sobrepastoreo en Ojuelos, Jalisco, indicando que el pastoreo redujo de 15 a 20% el C total en pastizales con cobertura vegetal entre 5 y 10% respecto a valores de cobertura (35 a 40%) propios de estos ecosistemas. Este estudio también reporta que las mayores tasas de captura de C ocurren en pastizales en buena condición y las menores en pastizales sobrepastoreados (9 contra 3 µmol m⁻² s⁻¹).

Islas de Fertilidad y de Recursos en la Dinámica del C a Escala de la Comunidad

La distribución en parches de la cobertura vegetal es una de las características de los ecosistemas áridos o semiáridos. Los parches de vegetación pueden variar en su forma, tamaño y composición de especies, y pueden nombrarse como “mosaicos de vegetación” o “asociaciones vegetales” cuando se refieren a grandes extensiones (≥100 m²); o bien, islas de fertilidad o

islas de recursos cuando están conformados por una o pocas especies en áreas no mayores a 15 m² (Greig-Smith, 1979). La característica principal de las “islas” es la existencia de altas concentraciones de C y N, y elevadas proporciones de microorganismos en el suelo bajo su influencia, en contraste con las áreas abiertas sin vegetación (García-Moya y McKell, 1970; Reynolds *et al.*, 1999; Carrillo-García *et al.*, 2000a; Camargo-Ricalde *et al.*, 2010). Las islas contribuyen a: i) captar partículas suspendidas mediante la reducción de la velocidad del viento al chocar con la vegetación (Núñez *et al.*, 2001); ii) aumentar la concentración de C y N (García-Moya y McKell, 1970; Schlesinger *et al.*, 1996; Reynolds *et al.*, 1997; 1999); iii) incrementar la disponibilidad de otros nutrimentos y agua (Burke *et al.*, 1998; García-Sánchez *et al.*, 2012); iv) acumular a largo plazo el N al promover la actividad microbiana a través del aporte de C lábil (Perroni *et al.*, 2010); v) incrementar la riqueza vegetal (Perroni *et al.*, 2006); vi) favorecer la productividad (Reynolds *et al.*, 1997); vii) crear hábitats (Carrillo-García *et al.*, 2000b; Valderrain-Algara *et al.*, 2010; García-Sánchez *et al.*, 2012); y viii) promover interacciones bióticas (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003; Perroni *et al.*, 2006).

Existen varias evidencias sobre el efecto diferencial de la(s) especie(s) que conforman las islas de fertilidad o de recursos (Cuadro 3) en la acumulación del C en el suelo de regiones áridas y semiáridas de México. Las mayores contribuciones al COS fueron registradas en las regiones semiáridas con mayor precipitación (Valle del Mezquital, Hidalgo y Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca; Figura 5). Es posible que los mecanismos de acumulación del COS en las islas estén relacionados con las comunidades microbianas heterótrofas activas, cuyas poblaciones se incrementan con el humedecimiento del suelo. Por otro lado, el suelo del Valle del Mezquital, con 550 mm de precipitación anual, presenta las mayores tasas de mineralización neta potencial de C (0.14-0.26 mg C g⁻¹ día⁻¹) (Cuadro 3) y la menor tasa de residencia de COS (37.14 días) (Figura 5). En contraste Mapimí, una de las regiones más áridas y con menos precipitación (Cuadro 3, Figura 5) presenta la menor tasa de mineralización neta potencial, pero la mayor tasa de residencia de COS (1147 días). Así, aunque se desconoce la tasa de mineralización de C para la región más seca (La Paz, Baja California Sur), la tendencia podría ser también hacia los valores más bajos. En este

Cuadro 3. Valores promedio de materia orgánica, carbono orgánico e inorgánico, nitrógeno y fósforo total, así como tasas netas potenciales de mineralización de C y N en el suelo de islas de fertilidad o de recursos (IF o IR) formadas por distintas especies, en contraste con las áreas abiertas de ecosistemas áridos y semiáridos de México.

IF o IR/área abierta	Concentraciones en el suelo					Flujos		Referencias
	MOS	COS	CIS	N total	P total	C y N en biomasa microbiana	TNPMC	
	----- mg g ⁻¹ -----					----- mg g ⁻¹ día ⁻¹ -----		
<i>Caesalpinia placida</i> ; <i>Fouquieria diguetii</i> ; <i>Jatropha cuneata</i> ; <i>Larrea divaricata</i> [†]	7.3/3.3		0.083/0.082	0.6/0.4				Valderrain-Algara <i>et al.</i> (2010)
<i>Prosopis articulata</i> [‡]				0.07/0.02				Bashan <i>et al.</i> (2000)
<i>P. articulata</i> [‡]				0.34/0.24				Carrillo-García <i>et al.</i> (2000a)
<i>Olneya tesota</i> [‡]				0.30/0.25				Carrillo-García <i>et al.</i> (2000b)
<i>Cercidium microphyllum</i> , <i>Olneya tesota</i> , <i>Encelia farinosa</i> , <i>Jatropha cardiophylla</i> [§]		8.64/4.6					0.01/0.007	Núñez <i>et al.</i> (2001)
<i>Prosopis glandulosa</i> [¶]				1.40/0.53				Franco-Pizaña <i>et al.</i> (1996)
<i>Artemisa tridentata</i> [¶]				0.58/0.52				Forseth <i>et al.</i> (2001)
<i>P. glandulosa vartorreyana</i> ; <i>Pleuraphis mutica</i> [#]		10.9/5.4	147.3/ND	0.58/ND			0.0095/0.050	Perroni <i>et al.</i> (2014)
<i>Prosopis laevigata</i> ^{††}	62/37	18-Aug		2.7/1.4				Montaño <i>et al.</i> (2006)
<i>P. laevigata</i> en Bingu ^{††}	94.0/65	55.0/40		0.31/0.22			0.14/0.10	García-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
<i>Mimosa buicifera</i> ^{††}	85.0/70	50.0/41		0.40/0.31			0.17/0.16	García-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
<i>P. laevigata</i> en Rincón ^{††}	65.0/49	65.0/50		0.48/0.30			0.25/0.17	García-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
<i>M. buicifera</i> en Rincón ^{††}	29.0/20	18.0/25		0.05/0.10			0.26/0.21	García-Sánchez <i>et al.</i> (2012)

[†] Estación Biológica CIBNOR, Baja California Sur; [‡] Desierto Sonorense; [§] Hermosillo, Sonora; [¶] Desierto Chihuahuense; [#] Mapimí, Durango; ^{††} Valle del Mezquital, Hidalgo; ^{‡‡} Dolores Hidalgo, Guanajuato; ^{§§} Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca; ^{¶¶} Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla. MOS = materia orgánica del suelo, COS = carbono orgánico del suelo, CIS = carbono inorgánico del suelo, TNPMC = tasa neta potencial de mineralización de carbono, TNPMN = tasa neta potencial de mineralización de nitrógeno.

Cuadro 3 (continuación). Valores promedio de materia orgánica, carbono orgánico e inorgánico, nitrógeno y fósforo total, así como tasas netas potenciales de mineralización de C y N en el suelo de islas de fertilidad o de recursos (IF o IR) formadas por distintas especies, en contraste con las áreas abiertas de ecosistemas áridos y semiáridos de México.

IF o IR/área abierta	Concentraciones en el suelo					Flujos			Referencias
	MOS	COS	CIS	N total	P total	C y N en biomasa microbiana	TNPMC	TNPMN	
	----- mg g ⁻¹ -----					----- mg g ⁻¹ día ⁻¹ -----			
<i>P. laevigata</i> ^{**}		21.4/6.5	0.86/0.47						Frías-Hernández <i>et al.</i> (1999); Reyes-Reyes <i>et al.</i> (2002, 2003)
<i>Acacia tortuosa</i> ^{**}		32.4/6.5	1.18/0.47						
<i>Mimosa lacerata</i> ^{§§}	82.0/50	48.0/28		0.35/0.18					Camargo-Ricalde <i>et al.</i> (2010)
<i>M. luisana</i> ^{§§}	49.0/30	29.0/18		0.28/0.21					Camargo-Ricalde <i>et al.</i> (2010)
<i>M. polyantha</i> ^{§§}	25.0/9	11.0/4		0.22/0.14					Camargo-Ricalde <i>et al.</i> (2010)
<i>M. texana</i> var. <i>filipes</i> ^{§§}	62.0/31	43.0/22		0.32/0.20					Camargo-Ricalde <i>et al.</i> (2010)
<i>P. laevigata</i> ^{¶¶}		29.7/15.3		2.9/1.2	0.29/0.25	C 1.13/0.32, N 0.08/0.03	0.045/0.013	0.005/0.001	Perroni <i>et al.</i> (2006; 2010)
<i>Parkinsonia praecox</i> (antes <i>Cercidium praecox</i>) ^{¶¶}		22.1/15.3		1.9/1.2	0.32/0.25	C 0.88/0.32, N 0.05/0.03	0.037/0.013	0.003/0.001	Perroni <i>et al.</i> (2006; 2010)
<i>P. praecox</i> en Mezquitera ^{¶¶}		29.9/20.6	7.5/9.1	2.8/2.2	0.44/0.41				García-Chávez <i>et al.</i> (2014)
<i>P. praecox</i> en Sotolinera ^{¶¶}		24./13.3	35.4/35	2.4/1.6	0.37/0.25				García-Chávez <i>et al.</i> (2014)
<i>P. praecox</i> en Tetechera ^{¶¶}		29.3/15.9	34.6/28	2.8/1.9	0.25/0.36				García-Chávez <i>et al.</i> (2014)
<i>P. laevigata</i> en terrazas degradadas ^{¶¶}	30.0/15								Ruiz <i>et al.</i> (2008)
<i>P. laevigata</i> en terrazas conservadas ^{¶¶}	50.0/35								Ruiz <i>et al.</i> (2008)
<i>Pachycereus hollianus</i> en terrazas degradadas ^{¶¶}	18.0/15								Ruiz <i>et al.</i> (2008)

† Estación Biológica CIBNOR, Baja California Sur; ‡ Desierto Sonorense; § Hermosillo, Sonora; ¶ Desierto Chihuahuense; # Mapimí, Durango; ¶¶ Valle del Mezquital, Hidalgo; ** Dolores Hidalgo, Guanajuato; §§ Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca; ¶¶ Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla. MOS = materia orgánica del suelo, COS = carbono orgánico del suelo, CIS = carbono inorgánico del suelo, TNPMC = tasa neta potencial de mineralización de carbono, TNPMN = tasa neta potencial de mineralización de nitrógeno.

sentido Valderrain-Algara *et al.* (2010) observaron en el matorral sarcocaula de Baja California Sur, que la vegetación podría estar acumulando materia orgánica en el suelo a través de la producción de hojarasca, conservando el COS mediante la actividad de la fauna, desechos orgánicos, alimentos y heces, en comparación con las áreas abiertas y el suelo desnudo; además de promover la eliminación y transporte de nutrientes de las áreas abiertas por erosión y su posterior deposición hacia las islas. Lo anterior apoya la hipótesis de que las “islas” son esenciales en la regulación del ciclo de C en estos ecosistemas, por lo que un aumento neto en la superficie de influencia de las islas de fertilidad y de recursos con todas sus interacciones bióticas asociadas, podría representar un sumidero importante de CO₂ y un “hotspot” de conservación del COS. El conocimiento sobre los mecanismos de conservación y transformación del C en islas de fertilidad o de recursos podría ayudar a comprender su papel en la regulación del ciclo global del carbono.

El Papel de las Biocostras en los Almacenes y Flujos del C

Las biocostras o costras biológicas del suelo son comunidades bióticas formadas por la íntima asociación entre partículas de suelo, cianobacterias, algas, hongos, líquenes, hepáticas y briófitas. Las biocostras están ampliamente distribuidas en las zonas áridas y semiáridas, conformando un manto que cubre hasta 70% de la superficie del suelo, tanto en áreas sin vegetación como en islas de vegetación (Belnap y Lange, 2001). Castillo-Monroy y Maestre (2011) mencionan que a nivel mundial las biocostras ejercen un papel clave en el ciclo del C en los ecosistemas áridos y semiáridos, ya que fijan CO₂ atmosférico y liberan cerca de 50% al suelo por lixiviación y descomposición, aumentando hasta tres veces el COS respecto al suelo sin biocostras. Tanto en el matorral sarcocaula como en áreas erosionadas de Baja California Sur, el suelo con biocostras tuvo mayor contenido de

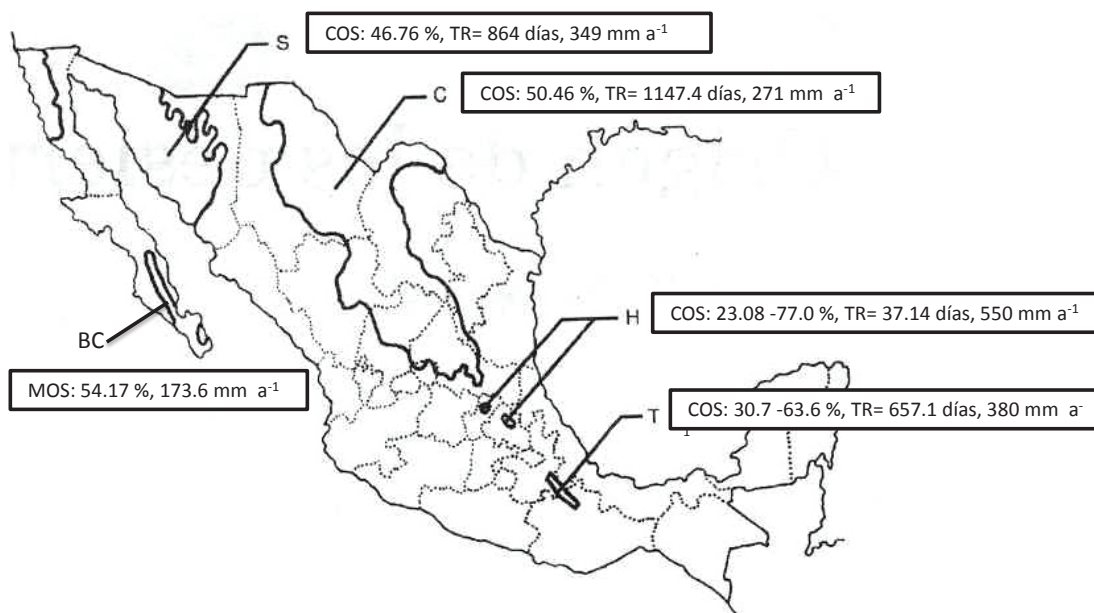


Figura 5. Contribución de islas de fertilidad/recursos al carbono orgánico del suelo (COS) y a la materia orgánica del suelo (MOS) en diferentes ecosistemas áridos y semiáridos de México. BC = Baja California Sur (región árida Sonorense); S = Región árida Sonorense (Sonora); C = Región árida Chihuahuense (Cuatro Ciénegas); H = Región semiárida Hidalguense (Meseta Central y Valle del Mezquital) y T = Región semiárida Tehuacanense (Valle de Tehuacán-Cuicatlán). Mapa adaptado de Briones (1994) y datos para BC (Valderrain-Algara *et al.*, 2010); S (Núñez *et al.*, 2001); C (Perroni *et al.*, 2014); H (Reyes-Reyes *et al.*, 2003; Montaña *et al.*, 2006); T (Perroni *et al.*, 2010; Camargo-Ricalde *et al.*, 2010). El tiempo de residencia (TR) fue calculado de acuerdo con Schelesinger *et al.* (1996) como la división del almacén entre el flujo de C, que en este caso fue la tasa neta potencial de mineralización de C en el suelo de la isla. El porcentaje de COS se calculó como: [(valor asociado a la isla – valor en el área abierta) × 100] / valor asociado a la isla (Véase Cuadro 3).

C (1.59 Mg C ha⁻¹ en el suelo con biocostras contra 0.66 Mg C ha⁻¹ sin biocostras) y sustancias húmicas de menor complejidad química, las cuales están asociadas a más cantidad de arcillas retenidas en las biocostras y conforman complejos recalcitrantes que son parte importante del C almacenado en el suelo (Maya *et al.*, datos inéditos). En la región semiárida del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, las biocostras disminuyen la variación espacial y estacional de los almacenes de C total (2.2 Mg C ha⁻¹) y C inorgánico (1.4 Mg C ha⁻¹), al no diferir de los suelos sin biocostras (C total = 1.9 Mg C ha⁻¹ y C inorgánico = 1.2 Mg C ha⁻¹). En contraste, la variabilidad del COS fue mayor, ya que las biocostras lo incrementaron en la estación seca a valores promedio de 0.92 Mg C ha⁻¹ bajo las biocostras, en comparación con valores de 0.67 Mg C ha⁻¹ en el suelo sin biocostras (Sandoval-Pérez *et al.* (2016) datos inéditos).

Las biocostras favorecen los flujos de C de forma directa e indirecta. Por ejemplo, en la región árida de La Paz, Baja California Sur, el suelo con biocostras parece estimular directamente el flujo de C por respiración en comparación con el suelo sin biocostras, durante la estación de lluvias (Cuadro 2). En la misma región, las biocostras pueden influenciar indirectamente el flujo de C a través de la descomposición, al favorecer la abundancia de microartrópodos que degradan la hojarasca (micro-fitófagos y saprófitos), lo cual ayuda a explicar el mayor contenido de C registrado en el suelo con biocostras (Villarreal-Rosas *et al.*, 2014). En este mismo sentido, en la región semiárida del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, las biocostras favorecen la retención del mantillo a través de su estructura rugosa, al atrapar materiales orgánicos desplazados por erosión. Así, las biocostras registran 105.7 g m⁻² de mantillo sobre su superficie durante la estación seca y 125.2 g m⁻² en la estación lluviosa (Sandoval-Pérez *et al.* (2016) datos inéditos).

El mantillo acumulado sobre las biocostras puede favorecer la entrada de C al suelo, aumentar la mineralización del C (Cuadro 2) y ser fuente de alimento para la fauna edáfica, por lo que las biocostras y el suelo por debajo de ellas son más ricos y diversos en microartrópodos, lo cual aumenta la descomposición del mantillo ($k = -0.00093$), en comparación con el suelo sin biocostras ($k = -0.00066$) (Miguel, 2013)².

Relación entre el C y la Transformación Microbiana y Disponibilidad de otros Nutrientes

El C, N y P son elementos esenciales y su adquisición es fundamental para todos los seres vivos, y en el suelo, el suministro de C orgánico a los microorganismos puede regular la disponibilidad de otros nutrientes, pues representa la principal fuente de energía para la actividad microbiana. No obstante, los mecanismos que los organismos utilizan para obtener tanto el C como el N y P son distintos y, por tanto, la adquisición de estos elementos depende del balance C:N:P, que varía entre organismos (Sinsabaugh *et al.*, 2009). La relación C:nutrientes puede reflejar la disponibilidad de los nutrientes y la demanda energética y nutricional de los organismos. Por ejemplo, una adecuada disponibilidad de C orgánico favorece la actividad de los microorganismos heterótrofos y regula su capacidad de mineralizar el N o el P; así, cuando la disponibilidad del P es muy baja, el cociente C:P de la biomasa microbiana tiende a ser alto y se ha observado que existen microorganismos eficientes en inmovilizar P o N cuando alguno de estos es limitante, siempre y cuando exista C en formas lábiles, por lo cual el cociente C:P o C:N en la biomasa microbiana disminuye al incrementarse la inmovilización del P o N; en consecuencia, una mayor disponibilidad de C en el suelo favorece la protección de estos nutrientes en la biomasa microbiana.

En la región semiárida del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Perroni *et al.* (2010) reportaron que el C orgánico, al promover la actividad microbiana heterotrófica favorece la retención del N en el suelo asociado a *P. laevigata*. Asimismo, las altas tasas de mineralización de C y N en el suelo bajo la copa de *M. luisana*, *M. polyantha* y *M. taxana* var. *filipes* están correlacionadas positivamente tanto con mayores concentraciones de C orgánico lábil, como con una mayor biomasa microbiana en el suelo asociado a estas taxa (Montaño *et al.* (2015) datos inéditos). De tal manera, el suelo asociado a estas leguminosas representa un “hotspot” biogeoquímico con alta actividad microbiana, mejores condiciones micro-ambientales y una reserva de C lábil para los microorganismos. En esta misma región se ha registrado también que las biocostras del suelo actúan como “mantos de fertilidad” al mejorar las condiciones

micro-ambientales e incrementar la concentración de C orgánico y C lábil en el suelo, en particular en la estación seca, lo que favorece la biomasa microbiana y mineralización de C y N en el suelo bajo la influencia de las biocostras (Sandoval-Pérez *et al.* (2016) datos inéditos). Al respecto se ha sugerido que más C lábil y un bajo cociente C:N promueven la formación de NH_4^+ y también la inmovilización del N en la biomasa microbiana, pero que en la estación lluviosa, cuando hay menos C lábil, los microorganismos quimiolitotróficos se activan, favoreciendo la nitrificación (Sandoval-Pérez *et al.* (2016) datos inéditos). De esta forma, cuando el agua no es limitante y hay poco C lábil en el suelo, los microorganismos usan al N como fuente de energía para su actividad, por lo que el mantenimiento de la disponibilidad de nutrientes en el suelo bajo las biocostras depende de la relación N:C lábil en estos ecosistemas.

Por otro lado, en el suelo de matorrales xerófilos y pastizales halófilos en el Valle de Cuatro Ciénegas, en la región árida Chihuahuense, se reportó una correlación entre la biomasa radical, el C que se incorpora al suelo, los nutrientes y la composición de la comunidad de bacterias del suelo. Los estudios al respecto revelan que el pastizal, al almacenar más C en formas lábiles, promueve la conservación del N mediante un ciclo cerrado, donde domina la mineralización e inmovilización del N, mientras que el matorral, con menos disponibilidad de C lábil, presentó un ciclo abierto más vulnerable a flujos de pérdida del N, que ocurren a través de la nitrificación (Tapia-Torres *et al.*, 2015a). Los estudios basados en el análisis de la actividad de enzimas involucradas en la transformación del C, N y P, así como en sus formas disponibles en el suelo y en la biomasa microbiana (Tapia-Torres *et al.*, 2015b) muestran que los suelos de esta región árida presentan los valores más bajos de actividad enzimática, pero la relación estequiométrica C:N:P cercana a 1 coincide con la reportada en diferentes ecosistemas a nivel mundial. Los patrones enzimáticos registrados en Cuatro Ciénegas sugieren que la comunidad microbiana del suelo puede estar co-limitada por la cantidad y disponibilidad de C (energía) y N (o P), ya que dedica más energía a adquirir el nutriente limitante que a incrementar su biomasa, lo cual está regulado por la disponibilidad del C en el suelo.

CONCLUSIONES

- La información disponible respecto a la dinámica del C en ecosistemas áridos y semiáridos de México muestra que la productividad del ecosistema (p. ej.: ganancia o pérdida anual) y la respiración del suelo están determinadas por la importancia relativa de los periodos de humedad, en donde el flujo respiratorio o el asimilatorio domina y dependen de la variabilidad de la precipitación. No obstante, es necesario intensificar en tiempo y espacio las mediciones de los flujos verticales del C, distinguir entre la respiración heterótrofa y la respiración autótrofa en el suelo e integrar los flujos verticales con los horizontales a escala del paisaje. Asimismo, la producción de hojarasca en estos ecosistemas es controlada por la variabilidad de la lluvia, en tanto que su descomposición depende de variables bióticas y abióticas, ya que ante la limitación de agua para la actividad microbiana, este flujo se compensa por la acción de la radiación solar y la temperatura.

- En matorrales y pastizales, la fitomasa es un almacén importante de C, pero el suelo es un almacén de C que representa entre 45% y 90% del C total para estos tipos de vegetación, respectivamente. Las regiones semiáridas parecen tener los mayores almacenes de C, tanto en la vegetación como en el suelo, con una alta contribución de las islas de fertilidad y de recursos, en comparación con las áridas. Sin embargo, el cambio de uso de suelo en la mayoría de los casos disminuye a la mitad el C orgánico almacenado en el mismo. Ante esto, las especies vegetales que forman islas de fertilidad/recursos son cruciales para amortiguar el impacto del cambio de uso de suelo sobre el almacenamiento del C. La producción de hojarasca es cinco veces menor que la reportada en ecosistemas húmedos, donde la mayor parte del C está en la biomasa vegetal, lo cual sugiere que los suelos son el principal almacén de C en los ecosistemas áridos y semiáridos de México.

- De manera adicional, las biocostras como componentes de estos ecosistemas también podrían tener una contribución importante como controladores edáficos de la acumulación del COS, ya que su rápida respuesta a la estacionalidad de la lluvia determina la disponibilidad del C y los procesos microbianos que regulan la disponibilidad del N en el suelo. Además, al ser hábitat de fauna edáfica y microorganismos,

las biocostras potencian los flujos del C y la transformación de los nutrientes en el suelo a través de la respiración, la descomposición del mantillo y la mineralización de la materia orgánica. Es necesario señalar que en algunos casos las biocostras forman parte de las islas de fertilidad y de recursos, por lo cual actúan conjuntamente en favorecer el almacenamiento de C en el suelo; sin embargo, aún no ha sido explorada su contribución relativa a los almacenes y flujos de C en estos ecosistemas. Asimismo, el contenido de COS en las regiones áridas y semiáridas es muy pequeño en comparación con otros ecosistemas, pero su dinámica y disponibilidad es esencial para el mantenimiento de las relaciones estequiométricas entre bioelementos que controlan los procesos microbianos encargados de regular la disponibilidad de otros nutrientes esenciales y determinantes para la fertilidad del suelo.

- La información relacionada con los almacenes y los flujos de C en los ecosistemas áridos y semiáridos de México es aún poca y fragmentada. Gran parte de los estudios se limitan a cuantificar el COS sin considerar el CIS, y a evaluar su almacenamiento en los primeros centímetros (0-30) del perfil del suelo. Si bien la mayoría de los suelos en estas regiones son someros y jóvenes, es necesario estandarizar la profundidad de los muestreos para evaluar los almacenes de C. La mayoría de los estudios también se han efectuado durante uno o dos años, y rara vez han incorporado la medición de más de un almacén o flujo. Además, muchos de los estudios se centran en una problemática funcional o ambiental específica y se elaboran en una escala espacial determinada por el tipo de investigación, el investigador y los recursos financieros. Por ejemplo, la mayoría de las mediciones del intercambio neto de C a escala ecosistémica corresponden a matorrales de las regiones áridas del país, y no se han llevado a cabo en las regiones semiáridas, con excepción de los pastizales semiáridos en Ojuelos, Jalisco. En este sentido, la agenda de investigación del ciclo del C en México requiere de un esfuerzo coordinado para realizar estudios en sitios específicos que incorporen la variabilidad espacial y temporal en todas las escalas y contextos ambientales posibles, y que empleen metodologías estandarizadas para poder documentar a largo plazo y de una manera más completa la contribución de los ecosistemas áridos y semiáridos de México al almacenamiento y flujo del C (Vargas *et al.*, 2012). Por último, también es necesario entender mejor cómo la composición de la comunidad microbiana del suelo, en interacción con

el C disponible y la variabilidad del agua, regula los procesos involucrados en la transformación de los nutrientes y de qué manera estos están vinculados a la presencia de genes que permiten sintetizar las enzimas adecuadas para el balance C-nutrientes en el suelo (López-Lozano *et al.*, 2012).

LITERATURA CITADA

- Arriaga, L. and Y. Maya. 2007. Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecol.* 189: 213-225.
- Balbontin, C., C. O. Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. pp. 71-96. *In:* R. Lal and R. F. Follet (eds.). *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*, SSSA Special Publication 57. Madison, WI, USA.
- Baldocchi, D. 2008. Turner review No. 15. Breathing of the terrestrial biosphere: lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Aust. J. Bot.* 56: 1-26.
- Bashan, Y., E. A. Davis, A. Carrillo-García, and R. G. Linderman. 2000. Assessment of VA mycorrhizal inoculums potential in relation to the establishment of cactus seedlings under mesquite nurse trees in the Sonoran Desert. *App. Soil Ecol.* 14: 165-175.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosist. Rec. Agropec.* 1: 9-18.
- Belnap J. and O. L. Lange. 2001. *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bell, T. W., O. Menzer, E. Troyo Diéguez, and W. C. Oechel. 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biol.* 18: 2570-2582.
- Bell, C. W., D. T. Tissue, M. E. Loik, M. D. Wallestein, V. Acosta-Martínez, R. A. Erickson, and J. C. Zak. 2014. Soil microbial and nutrients responses to 7 years of seasonally altered precipitation in a Chihuahuan Desert grassland. *Global Change Biol.* 20: 1657-1673.
- Briones, O. 1994. Origen de los desiertos mexicanos. *Ciencia* 45: 263-279.
- Burke, I. C., W. K. Lauenroth, M. A. Vinton, P. B. Hook, R. H. Kelly, H. E. Epstein, M. R. Aguiar, M. D. Robles, M. O. Aguilera, K. L. Murphy, and R. A. Gill. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry* 42: 121-143.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, and S. Núñez. 1999. Sonoran Desert productivity and the effect of trap size on litterfall estimates in dryland vegetation. *J. Arid Environ.* 43: 459-465.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, S. Núñez, T. Quintero, and A. Aparicio. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: variability within and among sites using replicated plot harvesting. *J. Arid Environ.* 74: 1240-1247.
- Camargo-Ricalde, S. L. and S. S. Dhillion. 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal "resource islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Mycorrhiza* 13: 129-136.

- Camargo-Ricalde, S. L., I. Reyes-Jaramillo, and N. M. Montaña. 2010. Forestry insularity effect of four *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) on soil nutrients of a Mexican semiarid ecosystem. *Agron. Syst.* 80: 385-397.
- Campbell, A., L. Miles, I. Lysenko, A. Huges, and H. Gibbs. 2008. Carbon storage in protected areas. Technical report. UNEP World Conservation Monitoring Center.
- Carrillo-García, A., Y. Bashan, and G. J. Bethlenfalvay. 2000a. Resource-island soils and the survival of the giant cactus cardon, of Baja California Sur. *Plant Soil* 218: 207-214.
- Carrillo-García, A., Y. Bashan, E. Díaz, and G. J. Bethlenfalvay. 2000b. Effects of resource island soils, competition, and inoculation with *Azospirillum* on survival and growth of *Pachycereus pringlei*, the giant cactus of the Sonoran Desert. *Rest. Ecol.* 8: 65-73.
- Castillo-Monroy, A. P. y F. Maestre. 2011. La costra biológica del suelo: avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 84: 1-21.
- Challenger, A. 1998. Utilización, y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. CONABIO, México, DF.
- Cueva-Rodríguez, A., E. A. Yépez, J. Garatuza-Payán, Ch. J. Watts y J. C. Rodríguez. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30: 327-336.
- Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loescher, E. Huber-Sannwald, G. Chávez-Aguilar, M. Luna, and R. Barretero-Hernández. 2013. Differences in plant cover and species composition of semiarid grassland communities of central Mexico and its effects on net ecosystem exchange. *Biogeosciences* 10: 4673-4690.
- Fang, X., K. M. Hills, A. J. Simpson, J. K. Whalen, and M. J. Simpson. 2011. The role of biodegradation and photo-oxidation in the transformation of terrigenous organic matter. *Org. Geochem.* 42: 262-274.
- Forseth, I. N., D. A. Wait, and B. B. Casper. 2001. Shading by shrubs in a desert system reduces the physiological and demographic performance of an associated herbaceous perennial. *J. Ecol.* 89: 670-680.
- Franco-Pizaña, J. G., T. E. Fulbrigh, D. T. Gardiner, and A. R. Tipton. 1996. Shrub emergence and seedling growth in microenvironments created by *Prosopis glandulosa*. *J. Veget. Sci.* 7: 257-264.
- Frías-Hernández, J. T., L. L. Aguilar, V. P. Olalde, J. A. Balderas, L. G. Gutiérrez, J. J. Alvarado, J. Castro, H. Vargas, A. Albores, and L. Dendooven. 1999. C and N soil characteristics in a semiarid highland of Central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Res. Rehab.* 13: 305-312.
- Friedel, J. K., T. Langer, C. Siebe, and K. Stahr. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biol. Fert. Soils* 31: 414-421.
- García-Chávez, J. H., C. Montaña, Y. Perroni, V. J. Sosa, and J. B. García-Licona. 2014. The relative importance of solar radiation and soil origin in cactus seedling survivorship at two spatial scales: plant association and microhabitat. *J. Veget. Sci.* 25: 668-680.
- García-Oliva, F., G. Hernández, and J. F. Gallardo. 2006. Comparison of ecosystem C pools in three forest in Spain and Latin America. *Ann. For. Sci.* 63: 519-523.
- García-Moya, E. and C. M. Mckell. 1970. Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51: 81-88.
- García-Sánchez, R., S. L. Camargo-Ricalde, E. García-Moya, M. Luna-Cavazos, A. Romero-Manzanares, and N. M. Montaña. 2012. *Prosopis laevigata* and *Mimosa biuncifera* (Leguminosae) jointly influence plant diversity and soil fertility in a Mexican semiarid ecosystem. *Rev. Biol. Trop.* 60: 87-103.
- González-Rodríguez, H., R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Cotera-Correa, A. Carrillo-Parra, and J. J. Marroquín-Castillo. 2013. Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Rev. Chapingo Cien. For. Amb.* 19: 249-262.
- González, B., R. Webster, S. Fiedler, E. Loza-Reyes, J. M. Hernández, L. G. Ruiz-Suárez, and C. Siebe. 2015. Emissions of greenhouse gases from cropland irrigated with waste water: a case study in the Mezquital Valley of Mexico. *Atmos. Environ.* 101: 116-124.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in Vegetation. *J. Ecol.* 67: 755-779.
- Hastings, S. J., W. C. Oechel, and A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Global Change Biol.* 11: 927-939.
- Jasoni, R. L., S. D. Smith, and J. A. Arnone. 2005. Net ecosystem CO₂ exchange in Mojave Desert shrub-lands during the eighth year of exposure to elevated CO₂. *Global Change Biol.* 11: 749-756.
- Jobbagy, E. G. and R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10: 4234-36.
- Jurado, P. 2012. Almacén de carbono en ecosistemas de pastizales y matorrales de Chihuahua. pp. 266-272. *In:* M. López-Carrasco y R. M. Vega (eds.) Congreso de Cambio Climático del estado de Chihuahua. Centro de Investigación en Materiales Avanzados S.C., México.
- Jurado, P., R. A. Saucedo, C. R. Morales y M. Martínez. 2013. Almacén y captura de carbono en pastizales y matorrales de Chihuahua, México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. México D. F.
- Leon, E., R. Vargas, S. Bullock, E. López, A. R. Panoso, and N. La Scala Jr. 2014. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal control on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 77: 12-21.
- López-Lozano, N. E., L. E. Eguiarte, G. Bonilla-Rosso, F. García-Oliva, C. Martínez-Piedragil, C. Rooks, and V. Souza. 2012. Bacteria communities and nitrogen cycle in the gypsum soil in Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila: A Mars analogue. *Astrobiology* 12: 699-709.
- Martínez-Yrizar, A., S. Núñez, H. Miranda, and A. Búrquez. 1999. Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran desert communities. *Plant Ecol.* 145: 37-48.
- Martínez-Yrizar, A., S. Núñez, and A. Búrquez. 2007. Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecol.* 32: 291-300.
- Maya, Y. and L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant over storey species of a desert scrub community in northwestern Mexico. *J. Arid Environ.* 34: 23-35.

- Medina-Roldán, E., J. T. Arredondo, E. Huber-Sannwald, L. Chapa-Vargas, and V. Olalde-Portugal. 2008. Grazing effects on fungal root symbionts and carbon and nitrogen storage in a shortgrass steppe in central Mexico. *J. Arid Environ.* 72: 546-556.
- Meentemeyer, V., E. O. Box, and R. Thompson. 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *Bioscience* 32: 125-128.
- Montaña, C., E. Ezcurra, A. Carrillo, and J. P. Delhoume. 1988. The decomposition of litter in grasslands of northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *J. Arid Environ.* 14: 55-60.
- Montaño, N. M., R. García-Sánchez, G. Ochoa, and A. Monroy. 2006. Relationship between shrub vegetation, mesquite and soil of a semiarid ecosystem in Mexico *Terra Latinoamericana* 24: 193-205.
- Montaño, N. M. y J. M. Sánchez-Yañez. 2014. Nitrificación en suelos tropicales, asunto de competencia microbiana: Un modelo basado en la teoría de Lotka-Volterra. *Ecosistemas* 23: 98-104.
- Morales-Romero, D., J. Campo, H. Godínez-Alvarez, and F. Molina-Freaner. 2014. Soil carbon nitrogen and phosphorus changes from conversion of thornscrub to buffel grass pasture in northwestern Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199: 231-237.
- Návar, J. J., E. Méndez, and V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thorn scrub of northeastern Mexico. *Ann. For. Sci.* 59: 813-821.
- Návar, J. J., E. Méndez, A. Nájera, J. Graciano, A. Dale, and B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thorn scrub of North-eastern Mexico. *J. Arid Environ.* 59: 657-674.
- Návar, J. J. 2008. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thorn scrub of northeastern Mexico. *Carbon Balan. Manag.* 3:1-11.
- Núñez, S., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez, and F. Oliva-García. 2001. Carbon mineralization in the southern Sonora Desert. *Acta Oecol.* 22: 269-276.
- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semi-desert in Mexico. *Plant Ecol.* 146:131-136.
- Pavón, N. P., O. Briones, and J. Flores-Rivas. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *J. Arid Environ.* 60:1-13.
- Pavón, N. 2007. Fine root biomass and production in a semiarid Mexican shrubland. *Southw. Nat.* 52: 116-167.
- Pointing, S. B. and J. Belnap. 2012. Microbial colonization and controls in dryland systems. *Nat. Rev. Microbiol.* 10: 551-563.
- Perroni, Y., C. Montaña, and F. García-Oliva. 2006. Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-environment. *J. Veget. Sci.* 17: 719-728.
- Perroni, Y., C. Montaña, and F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil in a tropical semi-arid ecosystem. *Funct. Ecol.* 24:233-242.
- Perroni, Y., F. García-Oliva and V. Souza. 2014. Plant species identity and soil P forms in an oligotrophic grassland-desert scrub system. *J. Arid Environ.* 108:29-37.
- Perroni, Y., O. Briones y C. Montaña. 2013. Variabilidad en el ciclado de C por unidades funcionales de procesamiento de nutrimentos en el suelo de dos desiertos mexicanos. pp. 268-278. *In: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México hasta el 2013, Programa Mexicano del Carbono. Estado de México, México.*
- Poulter, B., D. Frank, P. Ciais, R. B. Myneni, N. Andela, J. Bi, G. Broquet, J. G. Canadell, F. Chevallier, Y. Liu, S. W. Running, S. Sitch, and G. van der Werf. 2014. Contribution of semi-arid ecosystems to inter annual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509: 600-603.
- Prentice, I. C., G. D. Farquhar, M. J. R. Fasham, M. L. Goulden, M. Heimann, V. J. Jaramillo, H. S. Khesghi, C. L. Quéré, R. J. Scholes, and W. R. D. Wallace. 2001. The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. pp. 185-237. *In: J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C. A. Johnson (eds.). Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.*
- Quéré, L. C., G. P. Peters, R. J. Andres, R. M. Andrew, T. Boden, P. Ciais, P. Friedlingstein, R. A. Houghton, G. Marland, and S. Zaehle. 2014. Global carbon budget 2013. *Earth Syst. Sci. Data* 6: 235-263.
- Reyes-Reyes, G., L. Barón-Ocampo, I. Cuali-Álvarez, J. T. Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal, L. Varela, and L. Dendooven. 2002. C and N dynamics in soil from the central highlands of Mexico as affected by mesquite (*Prosopis* spp.) and huizache (*Acacia tortuosa*): a laboratory investigation. *App. Soil Ecol.* 19: 27-34.
- Reyes-Reyes, G. B., E. Zamora-Villafranco, M. L. Reyes-Reyes, J.T. Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal, and L. Dendooven. 2003. Decomposition of leaves of huizache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis* spp.) in soil of the highlands of Mexico. *Plant Soil* 256: 359-370.
- Reynolds, J. F., R. A. Virginia, and W. H. Schlesinger. 1997. Defining functional types for models of desertification. pp. 195-216. *In: T. M. Smith, H. Shugart, and F. Woodward (eds.). Plant functional types. Cambridge University Press. UK.*
- Reynolds, J. F., R. A. Virginia, P. R. Kemp, A. G. de Soyza, and D. C. Tremmel. 1999. Impact of drought on desert shrubs effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecol. Monog.* 69: 69-106.
- Ruiz, T. G., S. Rodríguez-Zaragoza, and R. Ferrera-Cerrato. 2008. Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, Mexico. *J. Arid Environ.* 72: 1202-1212.
- Sinsabaugh, R. L., B. H. Hill, and J. J. Follstad. 2009. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. *Nature* 462: 795-798.
- Schlesinger, W. H., J. A. Raikes, A. E. Hartley, and A. E. Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364-374.
- Schlesinger, W. H. and E. Bernhardt. 2013. Biogeochemistry: an analysis of global change. 3rd edition. Elsevier, Oxford UK.

- Segura-Castruita, M. A., P. Sánchez-Guzmán, C. A. Ortiz-Solorio y M. C. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23: 21-28.
- Sims, P. L. and J. S. Singh. 1978. The structure and function of ten western North America grasslands. III. Net primary production, turnover and efficiencies of energy capture and water use. *J. Ecol.* 66: 573-597.
- Sitch, S., C. Huntingford, N. Gedney, P. Levy, M. Lomas, S. L. Piao, R. Betts, P. Ciais, P. Cox, P. Friedlingstein, C. D. Jones, I. C. Prentice, and F. I. Woodward. 2008. Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biol.* 14: 2015-2039.
- Smith, S. V., S. H. Bullock, A. Hinojosa-Corona, E. Franco-Vizcaino, M. Escoto-Rodríguez, T. G. Kretzschmar, L. M. Farfán, and M. Salazar-Ceseña. 2007. Soil erosion and significance for carbon fluxes in a mountainous mediterranean-climate watershed. *Ecol. Appl.* 17: 1379-1387.
- Sánchez-González, A., M. Chapela-Lara, E. Germán-Venegas, R. Fuentes-García, F. Del Río y C. Siebe. 2012. Cambios en el almacén de carbono del suelo y su calidad a través de la historia de uso en el Valle del Mezquital. pp. 119-124. *In:* F. Paz, M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del carbono en el suelo. Serie avances temáticos del ciclo del carbono y sus interacciones.* Programa Mexicano del Carbono y Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Estado de México, México.
- Tarin, T. E.A. Yépez, J.C. Rodríguez, J. Garatuzo-Payan, Ch. J. Watts, E. Pérez-Ruiz, E. R. Vivoni y I. A. Méndez. 2012. Flujos ecosistémicos de agua y carbono durante la temporada de lluvias en un matorral subtropical de Sonora. pp. 224-230. *In:* F. Paz y 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, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México.
- Tapia-Torres, Y., N. E. López-Lozano, V. Souza, and F. García-Oliva 2015a. Vegetation-Soil system controls soil mechanisms for nitrogen transformations in an oligotrophic Mexican desert. *J. Arid Environ.* 114: 62-69.
- Tapia-Torres, Y., J. J. Elser, V. Souza, and F. García-Oliva 2015b. Ecoenzymatic stoichiometry at the extremes: How microbes cope in an ultra-oligotrophic desert soil. *Soil Biol. Biochem.* 87: 34-42.
- Vargas, R., H. W. Loescher, T., Arredondo, E., Huber-Sannwald, R., Lara-Lara, and E. A. Yépez 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: Toward a continental scale understanding. *Environ. Sci. Pol.* 21: 84-93.
- Vargas, R., E. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. Castellanos, J. Delgado, J. Garatuzo-Payan, E. González del Castillo, W. Oechel, A. Sánchez-Azofeifa, E. Velasco, E. Vivoni, and C. Watts. 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: The MexFlux network. *Atmósfera* 26: 325-336.
- Valderrain-Algara, L. A., J. L. León de la Luz y Y. Maya. 2010. La vegetación en montículos de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Polibotánica* 29: 67-90.
- Villarreal-Rosas, J., G. Palacios-Vargas, and Y. Maya. 2014. Microarthropods communities related with biological soil crusts in a desert scrub in northwestern Mexico. *Rev. Mex Biodiver.* 85: 513-522.

DINÁMICA DEL CARBONO (ALMACENES Y FLUJOS) EN MANGLARES DE MÉXICO

Carbon Dynamics (Stocks and Fluxes) in Mangroves of Mexico

Jorge A. Herrera Silveira^{1‡}, Andrea Camacho Rico¹, Eunice Pech¹, Mónica Pech¹,
Javier Ramírez Ramírez¹ y Claudia Teutli Hernández^{1,2}

¹ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Carretera Antigua a Progreso km 6. 97310 Mérida Yucatán, México.

[‡] Autor responsable (jherrera@mda.cinvestav.mx)

² Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona. Av. Diagonal 645. Barcelona, España.

RESUMEN

La cobertura de los manglares de México los coloca en cuarto lugar a nivel mundial. Se reconocen sus múltiples servicios ecosistémicos, pero también altas tasas de deforestación. Evaluaciones en otras partes del mundo destacan el papel de los manglares en el ciclo del carbono, principalmente como almacenes de carbono orgánico (Corg) en los sedimentos y exportadores de Corg disuelto y particulado. Para estimar la contribución de los manglares, a escala local, regional y de país, en estrategias como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), es indispensable determinar los almacenes de Corg como línea base de emisiones. En este estudio se realizó una búsqueda bibliográfica sobre almacenes y flujos de carbono en manglares de México mediante diferentes fuentes de información. De más de 200 estudios, solo 48 contenían datos o información para hacer una revisión del estado que guarda el conocimiento de almacenes y flujos de Corg en los manglares de México. Regionalmente, la zona del Pacífico Central tiene menos información y la Península de Yucatán donde más datos existen. Los mayores almacenes de Corg total se localizan en el Golfo de México y en los manglares de tipo ribereño ($>1200 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Existe menos información sobre flujos de Corg, dominando los relacionados con la caída de hojarasca. En la zona del Pacífico Sur y en el manglar ribereño se observaron los valores más altos. La extensión y variabilidad de condiciones ambientales en los manglares de México son una oportunidad para desarrollar múltiples temas de investigación, como la caracterización de paisajes y mapas locales de coberturas relacionados con variables del agua (hidroperíodo), del suelo (topografía) y procesos microbiológicos. La extensión y distribución

de los manglares ofrecen la oportunidad para formar grupos de investigadores a escala regional y abordar de forma consensada estudios bajo una estrategia metodológica interoperable.

Palabras clave: servicios ambientales; deforestación de manglares; carbono orgánico del suelo.

SUMMARY

The wide coverage of Mexican mangroves, make them to be positioned in the fourth place worldwide. Their multiple ecosystem services are recognized but also show high rates of deforestation. Assessments elsewhere in the world highlight the role that mangroves has in the carbon cycle, mainly as storages of organic carbon (Corg) in sediment, and exporters of dissolved and particulate Corg. However, to know how mangroves contribute to local, regional and country level strategies such as Reduced Emissions from Deforestation and Degradation (REDD+), it is essential to determine Corg storages as baseline emissions. In this research, an extensive literature review was carried out about stocks and fluxes of carbon in mangroves of Mexico through different sources of information. From all studies (over 200), only 48 contained data, or useful information, to make a review on the knowledge about stocks and fluxes of Corg in the mangroves of Mexico. Regionally, the Central Pacific zone counted with less information and the Yucatan Peninsula is where more studies were found. The higher total storages are located in the Gulf of Mexico and the mangroves of riverine type ($> 1200 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Less information exists about fluxes of Corg, mostly related to litter fall. In the South Pacific zone and in the riverine mangroves higher values were observed. The extent and variability

Como citar este artículo:

Herrera Silveira, J. A., A. Camacho R., E. Pech, M. Pech, J. Ramírez R. y C. Teutli H. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61-72.

Recibido: agosto de 2015. Aceptado: octubre de 2015.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 61-72.

of conditions of Mexico mangroves are an opportunity for develop multiple research topics, emphasizing the characterization of landscapes and cover local maps related with water variables (hydroperiod), land (topography) and microbiological processes. The extent and distribution of mangroves in Mexico is an opportunity to develop research groups at the regional scale, and approach consensual studies under a methodological strategy interoperable.

Index words: *environmental services; mangroves deforestation; soil organic carbon.*

INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas conocidos por sus funciones como almacenadores, transformadores y exportadores de materia orgánica, con lo que contribuyen significativamente a los ciclos biogeoquímicos de diversos elementos (Mitsch y Gosselink, 2000). En los manglares como en muchos

otros ecosistemas costeros se reconocen los almacenes y flujos de diversos elementos, principalmente carbono, el cual tiene gran interés por su relación con gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4).

Los almacenes de carbono orgánico (Corg) en los manglares se encuentran en el componente aéreo (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, pneumatóforos, raíces adventicias y ramas) y subterráneo (sedimento y la biomasa de raíces) (Kauffman y Donato, 2012). Mientras que los flujos que más comúnmente se distinguen en estos ecosistemas son la caída, descomposición de hojarasca, exportación/importación de carbono orgánico particulado y/o disuelto por efecto de la hidrología (fuente de agua, hidroperíodo, dirección y velocidad de flujos de agua) (Figura 1). Como consecuencia de lo anterior, los ecosistemas de manglar son sitios donde se lleva a cabo un intenso procesamiento de materia orgánica, por lo que tienen un alto potencial de impacto en el presupuesto global de carbono (Dittmar *et al.*, 2006).

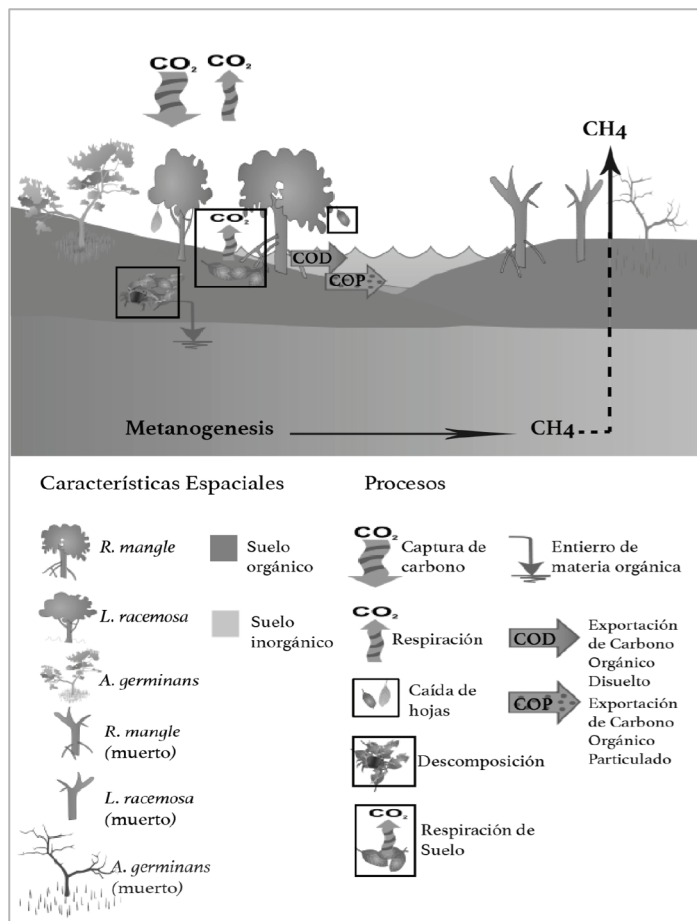


Figura 1. Principales almacenes y flujos de carbono en un ecosistema de manglar.

A pesar de que se están acumulando evidencias de las importantes reservas de Corg de los ecosistemas de manglar, y que estas superan las de otros ecosistemas por unidad de área (Donato *et al.*, 2011; Adame *et al.*, 2013), también se reconoce que sufren de las más altas tasas de deforestación en comparación con otros bosques (Valiela *et al.*, 2001; Alongi, 2002). En México la cobertura de manglares se ha reducido en un 10% en 25 años (Valderrama *et al.*, 2014). El problema de la deforestación de manglar no solo es la pérdida de biomasa aérea, sino que después de la perturbación hay la liberación de considerables concentraciones de CO₂ y CH₄ a la atmósfera (Troxler *et al.*, 2015), por lo que tienen una extraordinaria participación en las emisiones de gases de efecto invernadero, lo que contribuye al cambio climático (Donato *et al.*, 2011). Por otra parte, los efectos del cambio climático como el incremento del nivel del mar, cambios en la intensidad de tormentas tropicales y variaciones en la dinámica hidrológica en los manglares (Gilman *et al.*, 2008), pueden afectar negativamente la superficie de estos ecosistemas.

La importancia de los manglares en la dinámica del Corg, así como para otros múltiples servicios ambientales, favorece el interés de implementar medidas de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático en estos ecosistemas, lo que reduciría su vulnerabilidad a las perturbaciones (Kelly y Adger, 2000; Adger *et al.*, 2005). Sin embargo, para poder contribuir a escala local, regional y de país, en estrategias como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, REDD + (Herold *et al.*, 2011), es indispensable determinar los almacenes de Corg como línea de base de emisiones.

Los manglares en México tienen una extensión de 764 486 ha (Rodríguez-Zúñiga, 2013), por lo que ocupan el cuarto lugar en extensión mundial. Sus tasas de deforestación se estiman en 2.5% anual (INE, 2005) o, de acuerdo con Valderrama *et al.* (2014), 81 711 ha se han perdido en 25 años, por lo que esta degradación puede contribuir significativamente en las emisiones de gases de efecto invernadero. Sin embargo, hay incertidumbres en su contribución por no haber un inventario nacional de carbono en manglares.

En esta contribución se revisó y evaluó el conocimiento actual sobre los almacenes y flujos de Corg en los ecosistemas de manglar en México. Se proporciona una visión general de la magnitud de datos e información existente por región y tipo ecológico

de manglar. Se discuten las implicaciones que tienen la conservación y restauración de estos ecosistemas, así como las necesidades de investigación futura para llegar a tener una visión más aproximada a la realidad, considerando la magnitud del almacén de Corg que hay en los manglares de México, y su contribución a la dinámica de los ecosistemas con los que se asocia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda bibliográfica sobre almacenes y flujos de carbono en manglares de México, para lo cual se consultaron bases de datos, artículos científicos, tesis, publicaciones del Programa Mexicano del Carbono (PMC), informes técnicos, memorias de congresos, etc. Los estudios se revisaron para obtener información sobre los almacenes (aéreo y subterráneo) y flujos de carbono (productividad de hojarasca y descomposición) en manglares.

Los trabajos se ordenaron de acuerdo con las Regiones propuestas por CONABIO: Pacífico Norte (PN) corresponde a los estados de Baja California, Baja California Sur, Nayarit, Sinaloa y Sonora; Pacífico Centro (PC) a Colima, Jalisco y Michoacán; Pacífico Sur (PS) a Chiapas, Guerrero y Oaxaca; Golfo de México (GM) a Tabasco, Tamaulipas y Veracruz y, Península de Yucatán (PY) a Campeche, Quintana Roo y Yucatán. De cada estudio se obtuvo información y datos del número de sitios, tipo de ambiente, tipo fisonómico funcional de acuerdo a la clasificación de Lugo y Snedaker (1974) (ribereno, cuenca, franja, petén, chaparro y sobreinundado), especie, y con base en el contenido del trabajo revisado se extrajo información para hacer las estimaciones correspondientes. Para almacenes aéreos se tomaron los datos de los estudios revisados, o se calcularon partiendo de los datos de altura, área basal, diámetro a la altura de pecho, densidad y biomasa. Para los almacenes subterráneos la mayor parte de la información en la literatura era de materia orgánica, biomasa de raíces, densidad aparente y carbono orgánico, mientras que para los flujos la caída y descomposición de hojarasca fueron los mejor representados.

Cuando los estudios solo proporcionaban información sobre características estructurales, se procedió a calcular la biomasa mediante las ecuaciones alométricas propuestas por Smith *et al.* (2006) y Chave *et al.* (2005), con base en la especie de manglar. Una vez que se obtuvo la biomasa se dividió entre 1000 para

obtener Mg ha^{-1} y ésta se multiplicó por el factor 0.45 (Kauffman y Donato, 2012) para obtener el carbono de la biomasa de los árboles vivos. El carbono orgánico subterráneo se obtuvo al dividir el porcentaje de materia orgánica entre 1.8, de acuerdo con la metodología descrita por Howard *et al.* (2014).

Los almacenes y flujos de carbono se calcularon para cada una de las regiones de México, así como por cada tipo ecológico de Manglar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número de trabajos disponibles en la literatura y número de sitios donde fueron realizados, mismos que se agruparon regionalmente bajo la clasificación propuesta por CONABIO: Pacífico Norte, Pacífico Centro, Pacífico Sur, Golfo de México, Península de Yucatán, semuestran en la Figura 2.

Se registraron un total de 48 trabajos, el Pacífico Central y Pacífico Sur presentaron el menor número de estudios (4), la región del Pacífico Norte presentó 8. La Península de Yucatán presentó el mayor número de trabajos (19), seguida del Golfo de México con 13.

El número de sitios de muestreo que corresponde a cada Región, siendo la mejor representada la Península de Yucatán con 108, seguida por el Golfo de México (68), Pacífico Norte (23), Pacífico Sur (18) y Pacífico Central (16) se puede observar en la Figura 3.

Almacén de Carbono Áereo

Por regiones de México. En la Figura 4 se observa en la parte superior de la gráfica el almacén aéreo de Corg que corresponde a árboles vivos. La región que presenta el valor de biomasa más alto corresponde al Pacífico Sur con un valor promedio de $139.65 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El valor más alto se registró en el sitio de la Encrucijada, Chiapas. El valor mínimo registrado fue en el estado de Oaxaca.

La Región del Golfo de México presentó un valor promedio de $137.32 \text{ Mg C ha}^{-1}$, los valores más altos se registraron en Pantanos de Centla, Tabasco, mientras que el valor mínimo se registró en la localidad de la Mancha, Veracruz.

La región del Pacífico Centro presentó un valor promedio de $101.75 \text{ Mg C ha}^{-1}$, el valor máximo fue de $120.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el Estado de Colima (Cuyutlan), al igual que el valor mínimo de $84.86 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

En la Península de Yucatán se obtuvo un valor promedio de $46.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$, el valor máximo fue $306.55 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la localidad de Pom Atasta, Campeche y, el valor mínimo fue de $1.68 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la localidad de Tulum, Quintana Roo.

El Pacífico Norte presentó un valor promedio de $42.09 \text{ Mg C ha}^{-1}$, el máximo fue $162.41 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la Laguna Agua Brava, Nayarit, el valor mínimo ($3.40 \text{ Mg C ha}^{-1}$) se registró en la Bahía del Tóbari, Sonora.

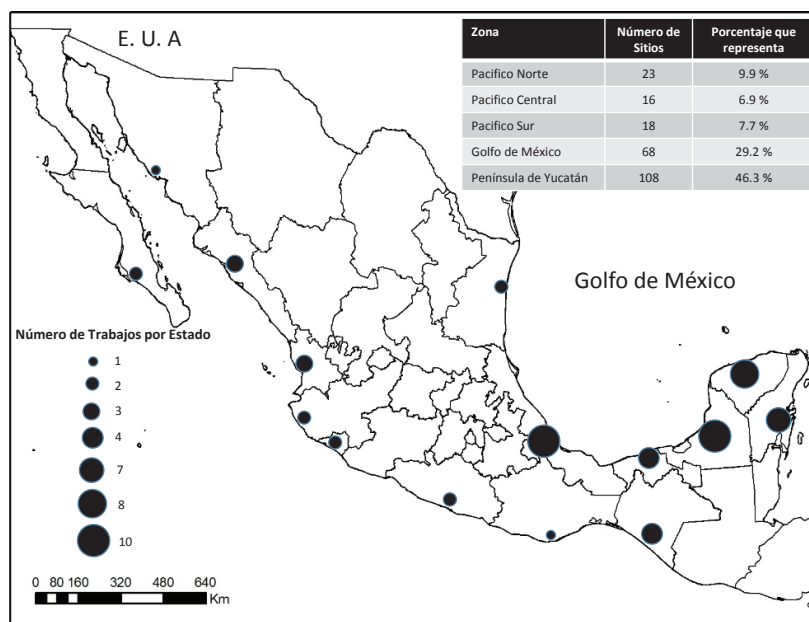


Figura 2. Mapa de los estados de la República Mexicana en donde se reportan datos y sitios de trabajos con estudios sobre carbono en manglares.

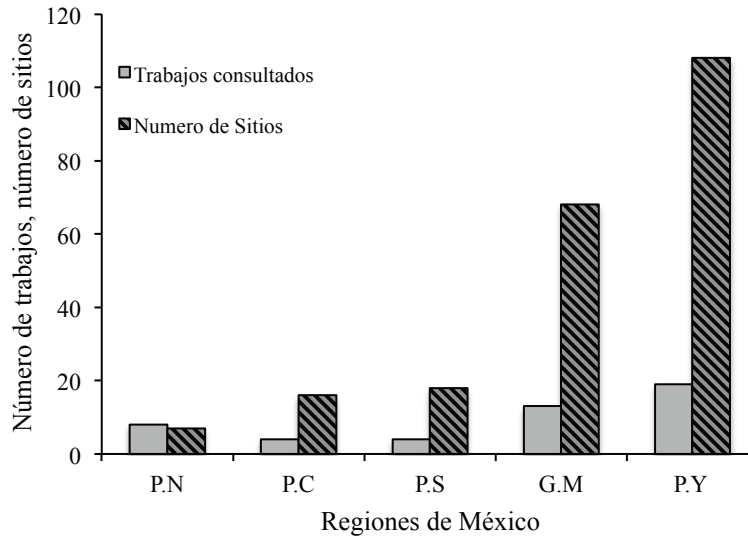


Figura 3. Número de trabajos consultados y número de sitios con datos sobre carbono en manglares por región de acuerdo con la clasificación propuesta por CONABIO: PN = Pacífico Norte; PC = Pacífico Centro; PS = Pacífico Sur; GM = Golfo de México; PY = Península de Yucatán.

Por tipo ecológico de manglar. En la Figura 5 se observa en la parte superior el almacén aéreo de Corg de árboles vivos de acuerdo con el tipo ecológico. El tipo ecológico de manglar que presentó el valor promedio más alto fue el Ribereño (183.32 Mg C ha⁻¹), seguido por el manglar tipo Petén (175.37 Mg C ha⁻¹), Franja (75.32 Mg C ha⁻¹), Cuenca (69.69 Mg C ha⁻¹), y el tipo Chaparro presentó el valor más bajo (13.72 Mg C ha⁻¹).

Almacén de Carbono Subterráneo

Por regiones de México. En la parte inferior de la Figura 4 se observan los almacenes subterráneos promedios (raíces finas y sedimentos) por regiones. En el caso de los sedimentos se encuentran divididos por estratos (0-30, 30-50, 50-100, >100 cm) a lo largo de la profundidad del suelo. El almacén subterráneo de raíces solo se registró en la región de Golfo de México (44.82 Mg C ha⁻¹) y Península de Yucatán (12.05 Mg C ha⁻¹).

La Península de Yucatán presentó el contenido de carbono promedio más alto (218.98 Mg C ha⁻¹) en el primer estrato (0-30 cm), seguido por el Golfo de México (127.25 Mg C ha⁻¹), Pacífico Sur (118.89 Mg C ha⁻¹), y Pacífico Norte (92.39 Mg C ha⁻¹). Para la región de Pacífico Centro no fue posible encontrar datos sobre almacenes subterráneos.

Para el segundo estrato (30-50 cm) el valor promedio más alto se registró en la región de Península de

Yucatán (137 Mg C ha⁻¹), seguida por el Golfo de México (78.1 Mg C ha⁻¹). La región de Pacífico Sur presentó el valor más bajo (62.3 Mg C ha⁻¹).

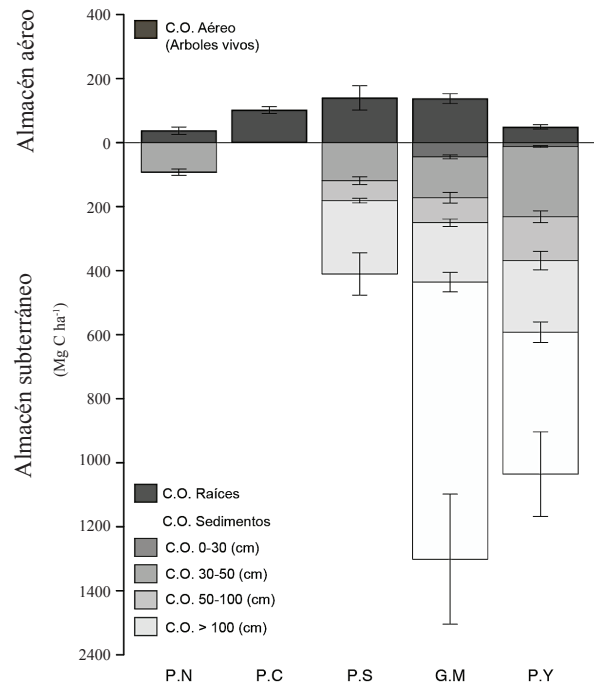


Figura 4. Almacenes aéreos y subterráneos de carbono orgánico (C.O.) en manglares de México por región utilizando la clasificación propuesta por CONABIO: PN = Pacífico Norte; PC = Pacífico Centro; PS = Pacífico Sur; GM = Golfo de México; PY = Península de Yucatán.

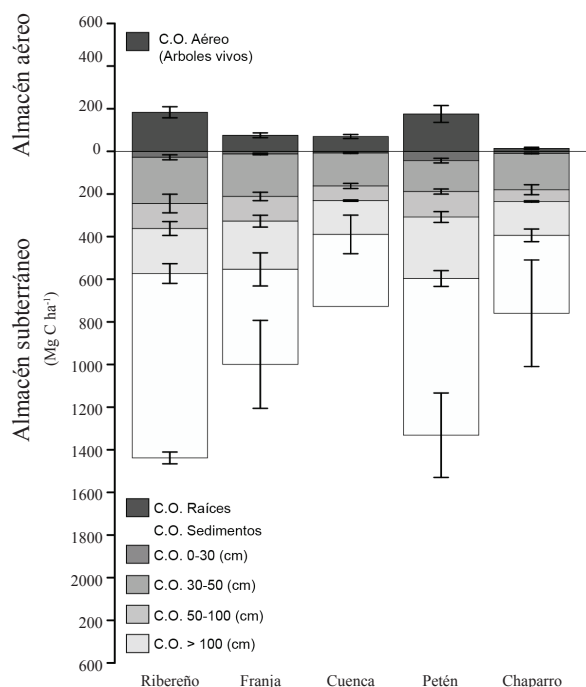


Figura 5. Almacenes de carbono orgánico aéreo y subterráneo, agrupados por tipo ecológico de manglar.

El almacén subterráneo de 50-100 cm presentó el valor promedio más alto en la región de Pacífico Sur (229.1 Mg C ha⁻¹), seguida por la Península de Yucatán (223.7 Mg C ha⁻¹). La región de Golfo de México presentó el valor más bajo (185.5 Mg C ha⁻¹).

Para el cuarto estrato (>100 cm), el valor promedio más alto se registró en la región de Golfo de México (865.3 Mg C ha⁻¹), seguida por la Península de Yucatán (443.4 Mg C ha⁻¹). Las regiones Pacífico Norte, Pacífico Centro y Pacífico Sur carecen de datos sobre almacenes de Corg para el cuarto estrato.

Por tipo ecológico de manglar. En la parte inferior de la Figura 5 se observan los almacenes de Corg subterráneos promedio por tipo ecológico de manglar. El primero corresponde al almacén de raíces en el que los manglares de Petén presentaron el valor más alto (43.4 Mg C ha⁻¹), seguido por los manglares ribereños (27.9 Mg C ha⁻¹), franja (12.1 Mg C ha⁻¹), chaparro (9.4 Mg C ha⁻¹), mientras que el manglar de cuenca presentó el valor más bajo de carbono orgánico en raíces (7.6 Mg C ha⁻¹).

También se observan los almacenes de carbono en suelo dividido por estratos (0-30, 30-50, 50-100, >100 cm). Para el estrato de 0-30 cm, los manglares ribereños presentaron el valor promedio más alto (216.8 Mg C ha⁻¹), seguido por los de franja (199.3 Mg C ha⁻¹), chaparro (170.6 Mg C ha⁻¹), cuenca

(154.6 Mg C ha⁻¹) y petén (145.2 Mg C ha⁻¹).

En el estrato de 30-50 cm, el valor promedio más alto se observó en los manglares de Petén (119 Mg C ha⁻¹), seguido por los ribereños (117.3 Mg C ha⁻¹), franja (116 Mg C ha⁻¹), cuenca (68.6 Mg C ha⁻¹) y chaparro (55 Mg C ha⁻¹).

En el estrato de 50-100 cm, el valor promedio más alto se observó en los manglares de Petén (288.5 Mg C ha⁻¹), seguido por el manglar de franja (226.2 Mg C ha⁻¹), ribereños (210.9 Mg C ha⁻¹), manglar chaparro (159 Mg C ha⁻¹) y manglar de cuenca (158.8 Mg C ha⁻¹). En el estrato >100 cm el valor promedio más alto lo registró el manglar ribereño (865.39 Mg C ha⁻¹), seguido por los manglares de tipo petén (735.10 Mg C ha⁻¹), manglar de franja (445.30 Mg C ha⁻¹) manglar chaparro (363.50 Mg C ha⁻¹) y manglar de cuenca (338 Mg C ha⁻¹).

Flujos de Carbono

Caída de hojarasca. En la Figura 6 se observan los resultados de caída de hojarasca analizados en cada una de las regiones de México. El Pacífico Sur es la región con el valor promedio más alto (6.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹),

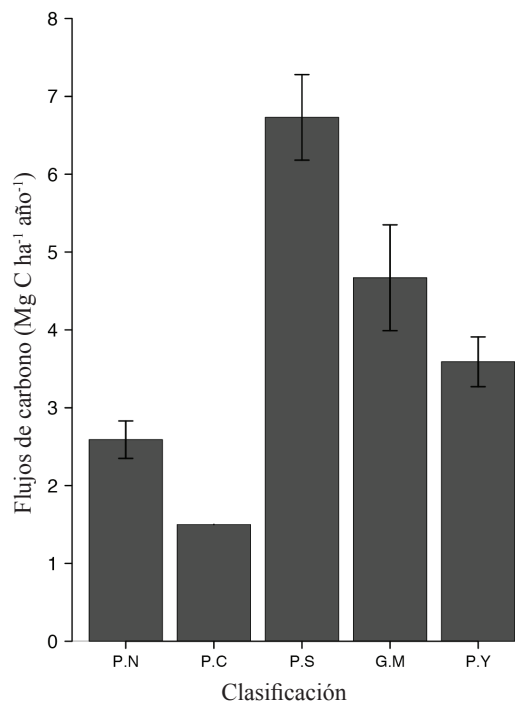


Figura 6. Flujos de carbono por caída de hojarasca en Mg C ha⁻¹ año⁻¹ por región, utilizando la clasificación propuesta por CONABIO: PN = Pacífico Norte; PC = Pacífico Centro; PS = Pacífico Sur; GM = Golfo de México; PY = Península de Yucatán.

seguida por el Golfo de México ($4.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), Península de Yucatán ($3.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), Pacífico Norte ($2.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras que la región del Pacífico Centro presentó el valor promedio más bajo ($1.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

En la Figura 7 se observa la caída de hojarasca por tipo ecológico de manglar. El manglar ribereño presentan el valor promedio más alto ($4.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguido por el manglar de franja ($4.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), de cuenca ($3.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), presentándose el valor más promedio más bajo en el manglar tipo chaparro ($0.55 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). No se registraron valores para los manglares de tipo petén.

Flujo de carbono horizontal. Es importante resaltar que solo se registraron tres trabajos sobre flujos de carbono horizontales. El primero (Flores-Verdugo *et al.*, 1987) se realizó en la región del Pacífico Norte y evaluaron la estructura, productividad, descomposición y la dinámica del detritus de un manglar asociado a una laguna costera. El segundo trabajo (Orihuela-Belmonte *et al.*, 2004) se realizó en la región del Pacífico Sur, evaluándose el flujo de materia en un manglar de la Costa de Chiapas, donde se determinó la producción de hojarasca (7.9 Mg C ha^{-1}), el porcentaje de consumo en peso por las hojas realizada por los herbívoros, 13.6% para *Avicennia germinans*, 12.5% en *Laguncularia racemosa*, 9.8% en *Rizophora mangle* y, 5.7% para *Conocarpus erectus*. Se evaluó la degradación de hojarasca y la especie más resistente fue *Conocarpus erectus* con un $T_{50} > 210$ días, finalmente, se determinó que el sistema exporta $4822.2 \text{ Mg C año}^{-1}$. El tercer trabajo (Camacho-Rico y Herrera-Silveira, 2015) desarrollado en la región de la Península de Yucatán, se evaluó la dinámica de hojarasca, el intercambio de carbono orgánico disuelto (COD) entre el manglar y la laguna costera. La caída de hojarasca en el manglar de la zona oligohalina varió fue de 6.19 a $4.64 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en la zona marina fluctuó de 4.91 a $3.51 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El intercambio de COD entre el manglar y la laguna durante los ciclos de marea presentó diferencias estacionales. La zona oligohalina exporta un promedio de $1.11 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en la temporada de lluvias; $0.45 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en la temporada de nortes y, $0.44 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en temporada de secas. La zona cercana al mar exporta en promedio $0.51 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en la temporada de lluvias; $0.02 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en temporada nortes, e importa un promedio de $0.09 \text{ Mg COD día}^{-1}$ en la temporada de sequía.

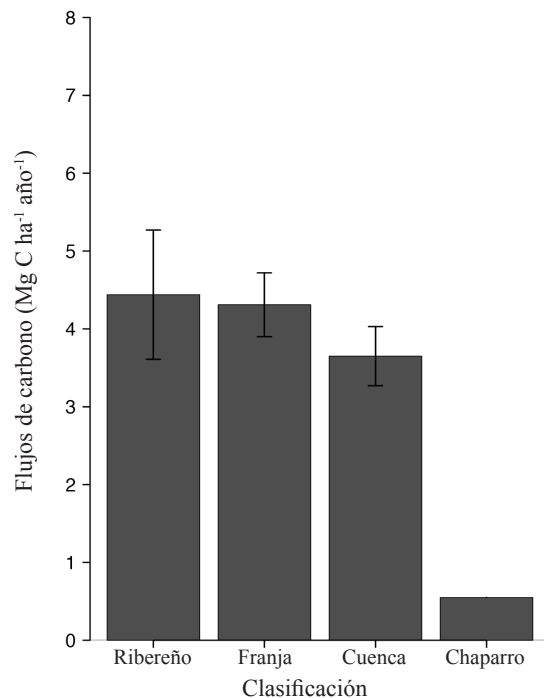


Figura 7. Flujos de carbono por caída de hojarasca en $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ clasificada por tipo ecológico de manglar.

Almacenes de Carbono

El Corg aéreo por regiones registró los mayores almacenes en el Pacífico Sur (PS) y Golfo de México (GM), mientras que en Pacífico Norte (PN) se observaron los menores (Figura 4). En PS y GM se encuentran probablemente los manglares de mayor altura ($>30\text{m}$) y diámetro a la altura del pecho (DAP) ($>30 \text{ cm}$) en México (Adame *et al.*, 2015a; Domínguez *et al.*, 2011). El tipo de manglares que presentan estas características estructurales son del tipo ribereño de acuerdo con la clasificación de Lugo y Snedaker (1974). Este tipo de manglares se asocian a escorrentías superficiales de agua (ríos), que aportan nutrientes y sedimentos, mantienen condiciones de bajos niveles de estrés (bajas salinidades y valores de potencial redox más positivos). Es probable que el tipo de hidroperíodo de estos manglares se relacione con la alta frecuencia de inundación, altos niveles de inundación pero tiempos cortos de inundación (Twilley y Rivera, 2005; Woodroffe, 1993; Crase *et al.*, 2013; Monroy-Torres *et al.*, 2014).

En el caso del PN, las bajas biomásas aéreas pueden estar relacionadas a que la mayoría de los manglares de esta región se asocian a climas semiáridos y lagunas

costeras donde el hidroperíodo, la evapotranspiración y, bajas concentraciones de nutrientes, producen condiciones de estrés que se reflejan en altos valores de salinidad (promedio de = 45-50) y distribución de tallas en las que dominan individuos de DAP menores a 5 cm y alturas promedio de < 2.5 m. Los tipos ecológicos de manglares más frecuentes en esta región son los de tipo chaparro (arbóreo o arbustivo de baja altura) a pesar que pueden llegar a tener altas densidades de individuos (> 5000-20 000 ha).

Es evidente la variabilidad de los almacenes de Corg aéreo entre regiones, lo que significa que hay diferentes tipos de estructuras vegetales (DAPs, alturas, especies, densidades). En los manglares los diferentes tipos ecológicos son una expresión de la variabilidad de las condiciones ambientales, principalmente de clima, geomorfología, estresores, reguladores e hidroperíodo (Woodroffe, 1993; Twilley y Rivera, 2005). Además de que se ven sometidos a diferente intensidad y magnitud de impactos, tanto naturales como antrópicos.

El Corg subterráneo es significativamente mayor que el aéreo (Figura 3). Esta característica la comparten los manglares con otros humedales costeros (marismas y pastos marinos). Este es uno de los aspectos de los humedales costeros que mayor interés han despertado en la comunidad científica y, es uno de los temas emergentes en México y el mundo. Al carbono almacenado en estos ecosistemas se le conoce como “Carbono Azul” y es hasta 5 veces más alta su concentración en los sedimentos, que la que se reporta en ecosistemas terrestres (Mcleod *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012).

Regionalmente, los mayores almacenes de Corg subterráneo están en el GM y, los menores, en el PC. En el GM las condiciones de topografía e hidroperíodo se relacionan para crear condiciones de alta deposición de sedimentos que provienen de los ríos. En esta región hay extensas planicies asociadas a lagunas costeras y deltas de ríos destacando las concentraciones registradas en Pantanos de Centla, Tabasco (Kauffman *et al.*, 2015). Las menores concentraciones registradas en las regiones de PN y PC son probablemente un artefacto de la escasez de datos de este almacén de Corg.

Por otra parte, a diferencia de los almacenes aéreos en los que la estructura de la vegetación se relaciona de forma directa con la biomasa, y por consiguiente con el Corg, en el caso del almacén subterráneo esta relación

no es tan estrecha. La estructura de vegetación que domina en la PY es de manglares del tipo ecológico chaparro; sin embargo, se han registrado almacenes de Corg altos, aún mayores que los manglares de tipo franja o cuenca (Caamal, 2012¹; Adame *et al.*, 2015a).

La distribución y tipos ecológicos de manglares están relacionados con variables que van desde clima, geomorfologías, variabilidad de recursos (nutrientes), estresores (salinidad alta, Redox muy negativos) y el tipo de hidroperíodo (Twilley y Rivera, 2005; Woodroffe, 1993). Por otra parte, se ha registrado que la estructura de la vegetación y las funciones de los diferentes tipos ecológicos de manglares están relacionados (Twilley, 1988). En este estudio los datos e información de almacenes de Corg en los manglares de México se agruparon de acuerdo con el tipo de manglar que cada estudio señalaba o que se infería por la descripción de las características del manglar estudiado y su entorno.

Los manglares de tipo ribereño presentaron los mayores almacenes de Corg total, siendo el principal compartimento el subterráneo y, los menores lo de tipo chaparro, aunque no difieren significativamente de los resultados de manglares de tipo cuenca (Figura 4). Los manglares ribereños se relacionan con aportes frecuentes de agua que reciben de sus principales fuentes (ríos). Los tiempos de inundación se correlacionan con la conexión lluvias-escorrentías-nivel del río y el nivel de inundación llega a ser de varios metros (Krauss *et al.*, 2009).

Es probable que debido a la variabilidad climática, geomorfológica e hidrológica, entre otras características, se puedan encontrar tipos ecológicos especiales de manglar. Uno de ellos son los manglares tipo petén. Este tipo de vegetación es raro en México, pero muy común en la PY. Sus almacenes de Corg son de los más altos. Este tipo de vegetación se relaciona con fuentes puntuales de agua dulce (manantiales) proveniente de fracturas del suelo cárstico. El agua subterránea de esta región es de bajo contenido de sales, lo que propicia condiciones de menos estrés hídrico, además de contener altas concentraciones de nitrógeno (Herrera-Silveira *et al.*, 2014), favoreciendo el buen desarrollo estructural de esta vegetación que puede estar mezclada con asociaciones vegetales de agua dulce.

El hidroperíodo también es uno de los factores que controla los nutrientes y los estresores. Sin embargo, en los estudios revisados, estas variables no se reportan

¹ Caamal-Sosa, J. P. 2012. Almacenes de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en un escenario cárstico. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Mérida. Mérida, Yucatán, México.

con frecuencia. En los trabajos de la PY, algunos del GM y uno del PS, incluyen datos de nutrimentos en sedimentos, pero no son suficientes para hacer relaciones y extraer patrones. Lo que sí parece ser una constante, es que los manglares de la PY están limitados por fósforo (Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015b).

Flujos de Carbono

Los estudios flujos de Corg en manglares de México se relacionan principalmente con la dinámica de hojarasca (caída y descomposición), productividad de raíces, y son muy escasos los que abordan el intercambio de carbono orgánico particulado y disuelto entre el manglar y el ecosistema acuático al que está asociado. Por otra parte, no hay resultados publicados de flujos de C en forma de gas, ya sea por respiración como CO₂ del ecosistema y liberación de CH₄ (Figura 1), lo cual sucede con mayor intensidad en manglares en condición de disturbio (Pendleton *et al.*, 2012). El flujo de Corg más comúnmente reportado en los estudios revisados de México es la caída de hojarasca. Sin embargo, estas investigaciones tenían como objetivo principal la evaluación de este proceso como un indicador de la productividad del manglar en un contexto de variación espacial y temporal.

El flujo de Corg por caída de hojarasca es mayor en la región del PS y menor en los manglares del PC (Figura 6). Este resultado concuerda con la premisa de que los manglares con mayor desarrollo estructural y, por consiguiente, con mayores almacenes de Corg aéreo, son los más productivos (Pool *et al.*, 1977; Singh *et al.*, 1987; Twilley, 1988), lo cual sucede en el PS.

Con relación a la caída de hojarasca por tipo de manglar, los resultados siguen el patrón que se ha descrito ya con anterioridad en la literatura, en donde los manglares de tipo ribereño son los más productivos y los menos, los de tipo chaparro (Figura 6).

Por otra parte, datos de otros tipos de flujos (descomposición, intercambio, productividad de raíces, flujos de metano) son muy escasos como para hacer un análisis a nivel regional o de tipo de manglar.

Además de esta carencia, se pudo observar que los estudios no incluyen variables que ayudan a explicar los resultados bajo un enfoque ecosistémico. En muchos de los casos no se reportan datos de salinidad intersticial y nutrimentos (nitrógeno total, fósforo total) en los sedimentos y prácticamente en ninguno de ellos se incluyen datos o información del hidropérido.

Carbono Total de los Manglares de México

Es evidente que son muy escasos los datos de almacenes de Corg para los manglares de México, pero hay buenas estimaciones de su extensión. Esta revisión es una oportunidad para proponer una primera estimación del almacén de Corg de los manglares de México utilizando información de Nivel 2 y 3 de acuerdo a los estándares del IPCC. Los resultados estimados a través de la revisión indican que el promedio de Corg total en los manglares de México es similar al sugerido por el IPCC (2013) para las estimaciones de Nivel 1 (Cuadro 1). De acuerdo a Valderrama *et al* (2014) la extensión de manglares en México es de 764 486 ha, por lo que el contenido de Corg almacenado por este ecosistema es de 278×10^6 Mg Corg ó 1021×10^6 Mg CO₂ equivalente.

Para poner en contexto la relevancia del almacén de Corg de los manglares en México, y su potencial para estar considerado en los esquemas del programa REDD+ o pago por servicios ambientales, se hizo la comparación con el promedio de CO₂ almacenado por los principales ecosistemas terrestres de México (Cuadro 1). El resultado indica que el promedio de almacén de Corg (CO₂ equivalente) en los manglares es casi 6 veces mayor que el promedio de Corg de otros tipos de bosques en México, demostrando el potencial que tiene este ecosistema para establecer un programa de pagos por servicios ambientales.

Además de los valores actuales de almacén de Corg en los manglares de México, hay que considerar las pérdidas que a lo largo de los últimos años se han dado en este ecosistema, y lo que han significado en emisiones de gases de efecto invernadero, de lo cual no hay ningún dato disponible en la actualidad.

Cuadro 1. Promedio de carbono orgánico almacenado por diferentes tipos de ecosistemas de acuerdo con reportes de la literatura y los estimados en este estudio.

Ecosistema	Carbono almacenado	Intervalo	CO ₂
	- - - - Mg ha ⁻¹	- - - -	Equivalente ha ⁻¹
Manglar IPCC [†]	386	55-1376	1416
Terrestres de México [‡]	62.6	22-117	230
Manglares de México [§]	364	53-1345	1336

[†] IPCC (2013); [‡] Vega-López (2009); [§] Este estudio.

CONCLUSIONES

- Los resultados de la recopilación y análisis de las publicaciones sobre almacenes y flujos de carbono en los manglares de México, indican que actualmente son muy escasos (5) los estudios que evalúan todos los almacenes de Corg en diferentes tipos de manglar. Es necesario contar con más datos de campo y mapas detallados (clasificados de acuerdo a algún criterio) de los manglares por regiones y localidades.
- La región con mayor número de estudios es la PY. Sin embargo, en la clasificación de CONABIO en esta región se mezclan localidades de características geomorfológicas distintas. Por una parte, la calizo-cárstica (parte norte de Campeche, Yucatán y Quintana Roo) y, por otra, la ribereña-deltaica (parte sur de Campeche). Es probable que se requiera una regionalización de los manglares de México basada en la integración de criterios climáticos, geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos.
- Los almacenes de Corg total son mayores en la región del GM y en los manglares de tipo ribereño. El compartimento más importante está en los sedimentos. Sin embargo, hay muy pocos datos de mediciones directas. Las mediciones de Corg subterráneo son difíciles en suelos orgánicos profundos (>1 m). En todo caso se requieren muchos más datos para hacer mejores estimaciones que contribuyan a los inventarios nacionales.
- La gran mayoría de los estudios revisados se refieren a investigaciones de estructura de la vegetación y caída de hojarasca con enfoque de las variaciones espaciales o temporales. Salvo casos excepcionales, los estudios no incluyen datos o información sobre variables ambientales (salinidad intersticial, pH, redox) o procesos con los que se relacionan los patrones observados (hidroperíodo).
- A través de la revisión de los estudios recopilados, se pudo detectar que hay múltiples causas de alteraciones y perturbaciones en los manglares de México con pérdidas de cobertura significativas. Estas se pueden incrementar por inundaciones, erosión, incremento del nivel medio del mar, intrusión salina, entre otros. Por lo tanto, mejores estrategias de conservación y restauración de componentes estructurales, funcionales y de paisaje, no solo podrían asegurar la conservación e incrementar de forma significativa los almacenes de Corg en los manglares de México, sino que también repercutiría en otros servicios ambientales.

Perspectivas y Líneas de Investigación

- La escases de estudios relacionados no solo de los almacenes y flujos de carbono, sino de otros elementos (N y P) en los manglares de México, implica que están abiertas múltiples líneas de investigación relacionadas con los ciclos biogeoquímicos en estos ecosistemas. La variabilidad de climas, geoformas, condiciones hidrológicas, niveles y tipos de impacto, son oportunidad para estudios de variabilidad espacial y temporal de procesos que se relacionan con el almacenamiento y flujos de carbono en manglares con un enfoque ecosistémico. Detectar variaciones de acuerdo con gradientes ambientales, tipos ecológicos y perturbaciones, ayudaría a definir patrones relacionados con los recursos, estresores e hidrología, de acuerdo con diferentes ambientes geomorfológicos e impactos.
- Si bien son escasos los estudios de almacenes de Corg en los manglares de México, lo son aún más los que se relacionan con flujos. Investigaciones sobre la dinámica de hojarasca (caída, descomposición y exportación) permitirían avanzar en el papel que estos ecosistemas juegan en la productividad de ecosistemas costeros adyacentes, y el grado de conectividad que tienen con ellos. Otro tipo de estudio que está creciendo en interés por el tipo de información a nivel del ecosistema que provee, es el de flujos de CO₂ y CH₄ mediante el uso de las torres de covarianza de torbellinos (Eddy Covariance) e incubaciones “*in situ*”.
- La importancia del almacén de Corg en sedimentos de manglares y el papel de las características del hidroperíodo en el funcionamiento de estos ecosistemas, es una oportunidad para futuras investigaciones. Una de ellas está relacionada con la diversidad de grupos funcionales y procesos microbiológicos, para avanzar en el entendimiento del papel que las bacterias y hongos tienen no solo en la dinámica del C, sino también en la de otros elementos (N, P, S), y cómo se conectan entre ellos.
- Actualmente, las técnicas de caracterización de la composición molecular de las fuentes de materia orgánica y las de trazadores isotópicos, ofrecen la oportunidad de rastrear el origen de la materia orgánica (alóctono, autóctono) y entender los cambios que estos ambientes han experimentado en el largo plazo. Los resultados de este tipo de investigaciones se pueden asociar con el actual funcionamiento ecosistémico e incorporar esta información en modelos ecológicos para

simulaciones de escenarios futuros, cuyos resultados pueden orientar acciones de adaptación y mitigación.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración de estudiantes de la Universidad Autónoma de Yucatán y del Instituto Tecnológico de Mérida, por la búsqueda, sistematización y captura de los datos de las referencias utilizadas en este estudio.

LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal-Sosa, M. Reza, and J. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE* 8(2): e56569. doi:10.1371/journal.pone.0056569.
- Adame, M. F., N. S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule, and L. Castro. 2015a. Carbon stocks and soil sequestration rates of riverine mangroves and freshwater wetlands. *Biogeosci. Discuss* 12: 1015-1045.
- Adame, M. F., B. Fry, J. N. Gamboa, and J. Herrera-Silveira. 2015b. Nutrient subsidies delivered by seabirds to mangrove islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525: 15-24.
- Adger, W. N., N. W., and E. L. Tompkins. 2005. Successful adaptation to climate change across scales. *Global Environ. Change* 15: 77-86.
- Alongi, D. M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ. Conserv.* 29: 331-349.
- Camacho-Rico, A. y J. Herrera-Silveira. 2015. Dinámica de hojarasca y variación espacio temporal de carbono en un escenario cárstico como laguna de Celestún, Yucatán. pp. 405-412. *In: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014.* Texcoco, Edo. de México, México.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.
- Cruse, B., A. Liedloff, P. A. Vesik, M. A. Burgman, and B. A. Wintle. 2013. Hydroperiod is the main driver of the spatial pattern of dominance in mangrove communities. *Global Ecol. Biogeog.* 22: 806-817.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner, and R. J. Lara. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem. Cycles* 20. GB1012, doi: 10.1029/2005GB002570.
- Domínguez-Domínguez, M., J. Zavala-Cruz y P. Martínez-Zurimendi. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Posgraduados. Villahermosa, Tabasco, México.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto, M. Stidham, and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geosci.* 4: 293-297. doi: 10.1038/ngeo1123.
- Flores-Verdugo, F. J., J. W. Day, Jr., and R. Briseño-Dueñas. 1987. Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 35: 83-90.
- Gilman, E. L., J. Ellison, N. C. Duke, and C. Field. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquat. Bot.* 89: 237-250.
- Herold, M., R. M. Román-Cuesta, D. Mollicone, Y. Hirata, P. V. Laake, G. P. Asner, C. Souza, M. Skutsch, V. Avitabile, and K. MacDicken. 2011. Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance Manage.* 6:13. doi:10.1186/1750-0680-6-13.
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernández., A. Zaldívar-Jiménez, R. Pérez Ceballos, O. Cortés-Balán, I. Osorio-Moreno, J. Ramírez-Ramírez, J. Caamal-Sosa, M. T. Andueza-Briceño, R. Torres y H. Hernández-Aranda. 2014. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN009. México, D. F.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, and M. Telszewski. 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and sea grass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, VA, USA.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas. México, D. F.
- IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Coastal Wetlands. Ch. 4. *In: T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, and T. G. Troxler (eds.). 2013 Supplement to the 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands.* Switzerland.
- Kauffman, J. B. and D. Donato. 2012. Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest. Working Paper 86. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia.
- Kauffman, J. B., H. Hernández-Trejo, M. del C., Jesús-García, C. Heider, and W. Contreras. 2015. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. Montreal Canada. *Wetlands Ecol. Manage.* 1-14. DOI 10.1007/s11273-015-9453-z.
- Kelly, P. M. and W. N. Adger. 2000. Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Clim. Change* 47: 325-352.
- Krauss, K. W., T. W. Doyle, T. J. Doyle, C. M. Swarzenski, A. S. From, R. H. Day, and W. H. Conner. 2009. Water level observations in mangrove swamps during two hurricanes in Florida. *Wetlands* 29: 142-149.

- Lugo, A. E and S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 39-64.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger, and B. R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.* 9: 552-560.
- Mitsh, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley. New York, NY, USA.
- Monroy -Torres, M., F. Flores-Verdugo y F. Flores-de-Santiago. 2014. Crecimiento de tres especies de mangle subtropical en respuesta a la variabilidad en el hidropereodo en un tanque experimental. *Cienc. Mar.* 40: 263-275.
- Orihuela -Belmonte, D. E., C. Tovilla-Hernández, H. F. M. Vester y T. Álvarez-Legorreta. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera Bosq. Núm. Esp.* 2: 45-61.
- Pendleton, L. D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J. W. Fourqurean, J. B. Kauffman, N. Marbà, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D. Gordon, and A. Baldera. 2012. Estimating global "Blue Carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542.
- Pool, D. J., S. C. Snedaker, and A. E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica* 9: 195-212.
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., C. Troche-Souza, A. D. Vázquez-Lule, J. D. Márquez-Mendoza, B. Vázquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, M. I. Cruz-López, R. Ressler, A. Uribe-Martínez, S. Cerdeira-Estrada, J. Acosta-Velázquez, J. Díaz-Gallegos, R. Jiménez-Rosenberg, D. L. Fueyo-Mac y C. Galindo-Leal. 2013. Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.
- Singh, V. P., A. Garge, S. M. Pathak and L. P. Mall. 1987. Pattern and process in mangrove forests of the Andaman Islands. *Vegetatio* 71: 185-188.
- Smith, T. J. and K. R. T. Whelan. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in south Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecol. Manage.* 14: 409-419.
- Troxler, T. G., J. G. Barr, J. D. Fuentes, V. Engel, G. Anderson, C. Christopher Sanchez, D. Lagomasino, R. Price, and S. E. Davis. 2015. Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agric. For. Meteorol.* 273-282. doi: 10.1016/j.agrformet.2014.12.012.
- Twilley, R. R. 1988. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. pp. 155-180. *In:* B. O. Jansson (ed.) *Coastal-offshore ecosystem interactions*. doi: 10.1029/LN022p0155. Springer. Berlin, Heidelberg.
- Twilley, R. R. and V. H. Rivera-Monroy. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *J. Coastal Res.* 40: 79-93.
- Valderrama, L., C. Troche, M. T. Rodríguez, D. Márquez, B. Vázquez, S. Velázquez, A. Vázquez, M. I. Cruz, and R. Ressler. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands* 34: 747-758.
- Valiela, I., J. L. Bowen, and J. K. York. 2001. Mangrove forest: One of the most threatened major tropical environments. *Bioscience* 51: 807-815.
- Woodroffe, C. D., 1992. Mangrove sediments and geomorphology. pp. 7-39. *In:* A. I. Robertson and D. M. Alongi (eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. American Geophysical Union. doi: 10.1029/CE041p0007. Washington, DC, USA.

STRATEGIES TO REDUCING GHG EMISSIONS IN SEMI-ARID RANGELANDS OF MEXICO

Estrategias para Reducir las Emisiones de GEI en Agostaderos Semiáridos de México

Heriberto Díaz Solís^{1‡}, W. E. Grant², M. M. Kothmann³, W. R. Teague^{3,4},
Fernando Paz Pellat⁵, and Martín Bolaños González⁶

¹ Departamento de Recursos Naturales, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 25315 Saltillo, Coahuila, México.

[‡] Autor responsable (hdsua57@gmail.com)

² Ecological Systems Laboratory, Department of Wildlife and Fisheries Sciences, Texas A&M University, College Station. TX 77843-2258, USA.

³ Department of Ecosystem Science and Management, Texas A&M University, College Station, TX 77843-2138, USA.

⁴ Texas AgriLife Research, Texas A&M University System. Box 1658. 76384 Vernon, TX, USA.

⁵ Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Colegio de Postgraduados. 56230 Montecillo, México.

⁶ Programa Mexicano del Carbono. 56230 Texcoco, México.

SUMMARY

SESS (Simple Ecological Sustainability Simulator) model was modified to evaluate 3 management strategies that could increase CO₂ sequestration and reduce methane emissions in cow-calf production systems in semi-arid rangelands. The management strategies included (1) maintenance of a high and constant stocking rate (CONTROL), which is the most common current practice, (2) maintenance of a low and constant stocking rate (LOW SR) and (3) adjustment of stocking rate before the beginning of each breeding season based on the amount of precipitation during the previous growing season (REPLA-PPT). The model was parameterized to represent a typical extensive (5 000 ha) cow-calf production system in the northeastern portion of the Mexican state of Coahuila under an historical (1950 to 1994) precipitation regime, and compared carbon sequestration, methane emissions, animal performance and net profit resulting from each strategy. Results of the 45-year simulations indicated the REPLA-PPT stocking rate strategy had the greatest improvement of range condition, captured more CO₂ in vegetation, had the lowest methane emissions, substantially improved mean body condition score and reduced annual mortality of cattle, compared to the constant stocking rate strategies. REPLA-PPT also showed the highest values for calves weaned, and kg weaned per ton of methane produced and highest long-term net profit. This suggests that adaptive management of extensive cow-calf production systems in semi-arid environments could increase carbon sequestration in soils and reduce methane emissions, while improving

range production, maintaining animal production and giving the greatest long-term net profit.

Index words: *cattle production; CO₂ sequestration; methane emissions; simulation model.*

RESUMEN

El modelo SESS (Simple Ecological Sustainability Simulator) fue modificado para evaluar tres estrategias de manejo que pudieran incrementar el secuestro de CO₂ en los suelos y reducir las emisiones de metano en sistemas vaca-becerro en agostaderos semiáridos. Las estrategias de manejo incluyeron: (1) mantenimiento de carga animales altas y constantes (CONTROL), las cuales son muy comunes en las prácticas actuales, (2) mantenimiento de capacidades de carga bajas y constantes (LOW SR) y (3) ajuste de la capacidad de carga antes del inicio de cada temporada de empadre en función de la cantidad de precipitación de la temporada previa (REPLA-PPT). El modelo fue parametrizado para representar un sistema de producción extensivo típico (5000 ha) de producción vaca-becerro en la parte noroeste de Coahuila, México usando un régimen de precipitación histórico (1950 a 1994) para comparar el secuestro de carbono, las emisiones de metano, el funcionamiento animal y las ganancias netas de cada estrategia. Los resultados de 45 años de simulaciones mostraron que la estrategia de ajuste de carga animal REPLA-PPT tuvo el mejor desempeño en la condición del agostadero, captura más CO₂ en la vegetación y tuvo las emisiones de metano más bajas, mejorando substancialmente la condición corporal promedio de

Como citar este artículo:

Díaz Solís, H., W. E. Grant, M. M. Kothmann, W. R. Teague, F. Paz P., and M. Bolaños G. 2016. Strategies to reducing GHG emissions in semi-arid rangelands of Mexico. *Terra Latinoamericana* 34: 73-81.

Recibido: noviembre de 2015. Aceptado: febrero de 2016.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 73-81.

los animales, además de tener una tasa reducida de mortalidad del ganado, comparado con las estrategias de mantener una capacidad de carga constante. REPLA-PPT también mostro los valores más altos de becerros producidos y kilogramos producidos por tonelada de metano generada y, las mayores ganancias de largo plazo. Esto sugiere que el manejo adaptativo de sistemas de producción extensivos vaca-becerro en ambientes semiáridos pudieran incrementar el secuestro de carbono en los suelos y reducir las emisiones de metano y, a la vez, mejorar la producción de los agostaderos y mantener la producción animal, generando las mejores ganancias a largo plazo.

Palabras clave: *producción de ganado; secuestro de CO₂; emisiones de metano; modelo de simulación.*

INTRODUCTION

Concerns over global warming make it important to consider management practices that affect carbon sequestration in soils and emissions of greenhouse gasses. In Mexico, the animal production sector is the main source of methane; in 1990 the national inventory of greenhouse gases reported emissions of 1.89 teragrams (Tg) methane, of which 1.85 Tg were produced by domestic livestock (González and Ruíz-Suárez, 1995). Methane emissions in national inventories of national communications of the last decade show high growth rates: 2006 with 1.83 Tg in the Third Communication (INE-SEMARNAT, 2006), 2009 with 4.89 Tg in the Fourth Communication (INE-SEMARNAT, 2009), 2012 with 45.52 Tg in the Fifth Communication (INE-SEMARNAT, 2012) and 2015 with 64.94 Tg in the Biennial Report (INECC-SEMARNAT, 2015). Differences in emissions are very likely due to the use of different methodologies and sources of data but put into context the problem of methane emissions from the livestock sector and define it as a strategic sector to reduce carbon emissions of the country.

The need for sustaining agricultural production and the livelihoods of producers, restoration of production potential, efficient use of limited resources and reduction in production of harmful by-products, demands the development of management practices that make food production systems more efficient, not only in terms of producing more food per unit of limited resource (*e.g.* water) but also in terms of

producing more food per unit of input and harmful by-product produced (*e.g.* methane). O'Mara (2004) has proposed that to reduce methane emissions, among other things, we must (1) increase the productivity per cow, which will reduce methane emissions per unit of animal product and also the total production of emissions per production system, and (2) reduce the rate of replacement of stock cows at the beginning of the breeding season, which will reduce the total production of emissions per production system.

De Ramus *et al.* (2003) indicated that, although emissions of methane from beef cattle that result from meeting maintenance requirements cannot be modified by management practices, methane emission beyond those associated with maintenance can be reduced based on the level of productivity of the animal. These authors evaluated two grazing management systems, one using the extensive, continuous grazing scheme typical of the region, and one using an intensive grazing system with pastures that had been improved by overseeding with additional forage species. However, in areas of low precipitation, it is unwise to make large investments in seeding or infrastructure to improve pastures, thus producers should seek low-investment strategies. Since production in extensive cow-calf systems is tightly linked to the variable and unpredictable precipitation regime, it is not possible to define efficient static management practices, such as is possible in other animal production sectors.

Drought is common in arid and semi-arid regions of the world, and agricultural production systems should be adapted to local weather patterns and variability. Droughts have an enormous impact on agricultural activities, and, especially in developing countries, can be an important cause of poverty and emigration. For example, in the Borana Mesa in southern Ethiopia, the droughts of 1983 - 1985 and 1991 - 1993 caused cattle mortalities of 37 and 42%, respectively. These losses were valued at approximately 15 times the net sales of cattle in the area (Desta and Coppock, 2002). During these same two droughts, Oba (2001) reported cattle mortalities of 70 - 87%, respectively, in northern Kenya. In northern Mexico and the southwestern United States, according to the projections of 19 different climate models, a climate similar to the drought period of the 1950's will return within the next few years or decades (Seager *et al.*, 2007).

Due to this climatic variability, the establishment of fixed stocking rates for semi-arid rangelands

appears unwise (Behnke and Scoones, 1993; Illius *et al.*, 1998). One common option for maintaining a constant stocking rate as climate varies is to provide supplemental feed; however, irreversible vegetation change may occur if animal numbers are held constant when natural resources are scarce (Van de Koppel and Rietkerk, 2000). Díaz-Solís *et al.* (2006), in a simulation modeling study, found that range condition commonly decreases as the level of energy supplementation in the form of hay and concentrates is increased because supplemented cows have a lower mortality rate, thus promoting higher stocking rates which result in even more pronounced over-utilization.

Alternative management strategies for dealing with drought might include increasing or decreasing stocking rate based on the current condition of the pasture, season of the year, and the direction and rate of change in animal body condition. However these reactive strategies have market problems because the producers need to sell when many other producers are liquidating animals and prices are low, and they then have to restock when prices are very high after the drought. Managers also might influence body condition by weaning calves early and shifting the breeding season such that the period in which nutrient requirements of animals are highest coincides with the period of highest forage quantity and quality.

The low productive efficiency of extensive cow-calf production systems is due to the fact that we use static management rules, that is, we do not adapt pasture and animal management to the variable precipitation. For example, during a drought we employ the same stocking rate that is estimated based on periods of “normal” precipitation, which results in a larger proportion of cows that do not produce a calf, but continue producing methane (De Ramus *et al.*, 2003).

Although the arrival of a drought is unpredictable, in this study we examine whether it is possible to increase CO₂ sequestration in soils and reduce methane emissions, as well as reduce the negative effects of drought on cow-calf production systems, by using different management decision strategies in drought-prone regions. In a previous study, in which we simulated dynamics of extensive cow-calf production systems (Díaz-Solís *et al.*, 2003), we observed predictable time lags between precipitation events, production of phytomass, and changes in body condition of cattle. Specifically, loss of body condition was greater the year after a dry year, even when that

dry year was followed by a year with higher than average precipitation. Kgosikoma (2006)¹ searched for correlations between time-lagged precipitation and variables affecting agricultural production to relate climatic variability and animal population dynamics in Botswana. Illius *et al.* (1998) conducted a similar simulation study with some different results, however, their study focused on an essentially grass-dominated system and a single species of small ruminant (sheep or goats).

This study evaluates the potential of three management strategies to increase CO₂ sequestration, reduce methane emissions, and reduce the financial and environmental negative effects of drought on cow-calf production systems in semi-arid rangelands: (1) The traditional strategy (CONTROL) uses a relatively high stocking rate that is not adjusted and open cows are not sold after breeding season; (2) the first alternative strategy (LOW SR) is similar to CONTROL but uses low stocking rate; and (3) the second alternative strategy (REPLA-PPT) uses the decision of replacement of breeding stock cows based on the amount of precipitation during the last growing season with a relatively low stocking rate. In this strategy, open cows are sold after breeding season, and replacement of breeding cows is based on the amount of precipitation during the previous growing season.

MATERIALS AND METHODS

First it is described the study area selected as the test case, and the alternative management strategies, and the modeling procedures. Model SESS (Simple Ecological Sustainability Simulator) (Díaz-Solís *et al.*, 2003) was modified to represent each of three different management strategies (sets of decision rules). In the sections that follow, it is described the basic structure of the model SESS and the modifications done to SESS for this paper. Then use of the model to evaluate CO₂ sequestration by vegetation, methane emissions, and animal performance and net long-term profits under these management strategies.

Description of the Study Area

To evaluate the performance of the management strategies, the SESS model was parameterized to represent a region of extensive cow-calf production systems in the northeastern portion of the Mexican

¹ Kgosikoma, O. E. 2006. Effects of climate variability on livestock population dynamics and community drought management in Kgalagadi, Botswana. Thesis for the degree of Master's of science in Management of Natural Resources and Sustainable Agriculture Universitetet for Miljø-Og Biovitenskap (Norwegian University of Life Sciences). Department of International Environment and Development Studies (NORAGRIC).

state of Coahuila, specifically within the municipalities of Allende, Zaragoza, Muzquiz, Monclova, Sabinas, and San Juan de Sabinas. The area has a mean annual precipitation near 400 mm, with a coefficient of variation of more than 30% (Figure 1). The carrying capacity of these lands for cattle varies significantly both seasonally and from year to year in a manner that is typical of drought-prone rangelands throughout the world. Cattle production systems in the area also are typical of semi-arid rangelands throughout the world in that producers seldom adjust stocking rates based on environmental conditions. In the study area, a governmental agency establishes permissible stocking rates (statics) based on vegetation surveys conducted almost 30 years ago (COTECOCA, 1979) that do not consider precipitation variability or if the precipitation in the year of the study was higher, lower or average.

Overview of Basic Model Structure

SESS (Simple Ecological Sustainability Simulator) (Díaz-Solís *et al.*, 2003) was formulated as a compartment model based on difference equations ($\Delta t = 1$ month) programmed in STELLA_6.0 (High Performance Systems, Inc., Hanover, New Hampshire) to simulate the dynamics of standing crop forage, range condition, diet selection, and cattle production. To relate annual aboveground net primary production (ANPP, $\text{kg dry matter ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) to annual precipitation (PPT, mm year^{-1}), the concept of rain use efficiency (RUE, $\text{kg aboveground dry matter (DM) produced ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

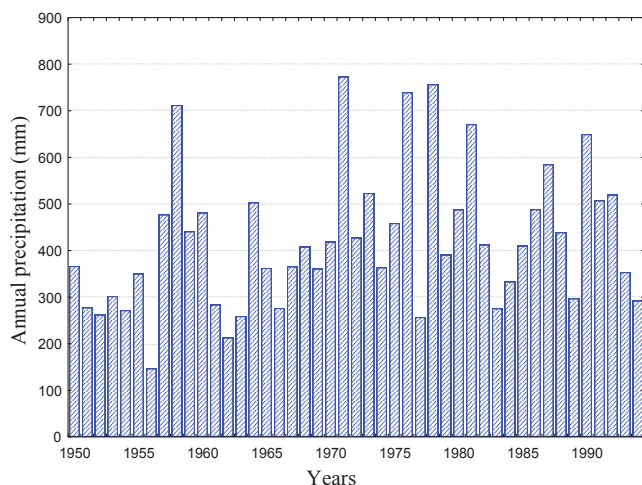


Figure 1. Mean annual precipitation (mm) in the northeast of Coahuila, Mexico, during the period from 1950 to 1994.

of precipitation-year⁻¹) proposed by Le Houreou (1984) was used. Soil characteristics (SC, unit-less index) were used to modify ANPP based on soil depth, slope, and topographic position of site. The forage submodel represents the dynamics of green and dry standing crop. Green standing crop is converted into dry standing crop via frosts and senescence. A fraction of senescent forage, representing senescence, respiration, and translocation, is lost, with the remainder transferred to dead standing crop (Blackburn and Kothmann, 1989). Green standing crop also is lost due to consumption, trampling, and dung deposition by cows. Dry standing crop is lost due to consumption, trampling, and dung deposition by cows, and via decomposition. The range condition submodel represents long-term changes in range condition based on the proportion of ANPP consumed by cattle. Range condition (RC) is quantified on a relative scale to represent ranges in Excellent ($RC \geq 1.25$), Good ($0.875 \leq RC < 1.25$), Fair ($0.5 < RC < 0.875$), and Poor ($RC \leq 0.50$) classes. ANPP is proportional to range condition.

The diet selection submodel estimates the proportions of green and dry forage in cattle diets based on preference and harvestability, as described by Blackburn and Kothmann (1991). The cattle production submodel simulates dry matter intake, body condition scores of cows (unit-less index with values between 1 = extremely thin and 9 = very obese) NRC (2000), and herd pregnancy rates. The model also simulates the growth of calves as live weight at weaning. Grazing efficiency is calculated as the proportion of ANPP consumed by cattle. For details see Díaz-Solís *et al.* (2003).

Changes to SESS

Monthly biomass production (MNPP) depends on precipitation, RUE, RC and a temperature growth index (TGI) presented by Sikhalazo (2005):

$$MNPP = (PPT * RUE * RC) * TGI \quad (1)$$

where PPT is precipitation (mm month^{-1}), RUE and RC are rain use efficiency and range condition respectively as described by Díaz-Solís *et al.* (2003)

To simulate the new alternative management strategy (REPLA-PPT), we added the following decision rule to SESS:

$$\text{IF PDIF} > 0 \text{ THEN REPLA ELSE } 0 \quad (2)$$

where PDIF represents the difference between the total precipitation observed during the last growing season (PPT_c); (March through November) and the historical mean precipitation observed during the growing season (PPT_m):

$$\text{PDIF} = \text{PPT}_c - \text{PPT}_m \quad (3)$$

Thus, under this rule, breeding cows are replaced (REPLA) when growing season precipitation of current year has been higher than average. To avoid the number of cows reaching 0, for those years in which $\text{PDIF} \leq 0$ and the number of cows $\leq 20\%$ of the base-level stocking rate (BSR), a sufficient number of stock cows are replaced to achieve a stocking rate = 20% of BSR.

To estimate carbon sequestration by vegetation we used simulated aboveground and belowground biomass production. Belowground biomass production was considered as 2.8 times aboveground herbaceous biomass. C captured by biomass, on a basis of dry matter weight = (aboveground biomass production + belowground biomass production)*0.5 (Westlake, 1966; Penman *et al.*, 2003). Carbon sequestration by vegetation (aerial vegetation is a flux) is an indirect measure of soil organic carbon (SOC) sequestration (Paz *et al.*, 2015) that must be used to represent carbon sequestration. Nevertheless, in this study, total vegetation (above and belowground) was used as an indirect proxy for SOC estimation. Data from Paz (2010)² show that the transition from primary to secondary condition of vegetation in northern Mexico (scrub and grassland), which implies a loss of at least one category in the range condition; generate a loss of around 9.3 Mg C ha⁻¹. However, considering that the loss of soil organic carbon in the first five years account for 80% of total long-term losses (West *et al.*, 2004), in this period a loss of 1.5 Mg C ha⁻¹ is present, which it represents values comparable to deforestation processes.

To estimate methane production we used the total livestock biomass (kg) simulated by SESS and information from the Livestock Analysis Model (LAM 1.01) (<http://www.epa.gov/rlep/library/lam/intro.html>, consulted May 2009). The total livestock biomass simulated by SESS consisted of the mass of each class of animal (stock cows, calves, heifers, bulls) multiplied

by the mean body weight in kg (SBW) of that class. LAM estimates methane production by beef cattle on rangelands in which both quality and availability of forage is low as 20 kg head⁻¹ year⁻¹ for heifers (200 kg) and 71 kg head⁻¹ year⁻¹ for adult females (450 kg), respectively. Based on this information, we estimated:

$$\text{Methane (kg head}^{-1} \text{ year}^{-1}) = 16.18 + 0.084 * \text{SBW} \quad (4)$$

Since methane global warming potential is 21 times that of carbon dioxide, we multiplied by 21 to convert kg of methane head⁻¹ year⁻¹ to kg CO₂ eq. head⁻¹ year⁻¹ (Penman *et al.*, 2003).

A simple net present value economic sub model was added to SESS (Teague *et al.*, 2008) to generate the state variable PROFIT. The profit values shown in Table 1 are United States Dollars (US\$) for the whole ranch (5000 ha) over the 45 years simulated. Revenue consists of: -weaned kilograms * \$ per kg (US\$2.10), -sale of cows (#) * price per cow (US\$500), and -hunting income (US\$12 ha⁻¹ year⁻¹). The costs of the system considered were: -replacement of stock cows (US\$ 750 head⁻¹) and -annual cow cost (US\$350 head⁻¹). The costs and product prices used in this paper were taken from neighboring Texas (Teague *et al.*, 2009) because we were unable to get this information for ranches in northern México. Notwithstanding the previous statement, the financial data are representative of operations in Coahuila, Mexico.

Description of Management Strategies

The first strategy (CONTROL) represented the traditional type of management with high base stocking rate (BSR=250 AU), no animal sales due to drought, open cows are not eliminated from the herd two months after the end of the breeding season, and, each year, three months prior to the breeding season (April, May, and June) a number of stock cows sufficient to replace losses is added to the herd (re-establishment of the base-level stocking rate, BSR). We define the base-level stocking rate as the number of stock cows present at the beginning of the breeding season.

The second strategy (LOW SR) represents the same management of the CONTROL strategy but with low base stocking rate (BSR=125 AU).

The third strategy (REPLA-PPT) adapts to variable weather conditions with a low base stocking rate (BSR=125 AU), elimination of open cows after the

² Paz, F. 2010. Evaluación, importancia y perspectivas de la captura de carbono y la reducción de emisiones de gases efecto invernadero en pastizales y matorrales: Hacia la implementación de REDD+. pp. 7-22. In: M. E. Velasco, M. Salvador, M. L. Adriano, R. A. Perezgrovas y B. Sánchez (eds.). Memorias del I Congreso Internacional de Pastizales Chiapas 2010. SOMMAP. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

breeding season and variable replacement based on past precipitation, of cows lost to death or through culling. The decision is based on a comparison of amount of precipitation accumulated from March to November (the growing season for plants) of the last year with the historical average amount accumulated during this period.

Total stocking rate (TSR) for all strategies was calculated as a weighted average of the following AUU (animal unit year) equivalents: 1.25, 1.0, 0.8, 0.6, and 0.2 AUU for bulls, stock cows, and heifers older than 18 months of age, heifers 7 to 18 months of age, and calves before weaning, respectively. An AUU is defined as the forage demand of a 450 kg per cow for one year. Demands of other animal classes were converted to AUU using the equivalents listed above.

Description of Modeling Procedures

The model was parameterized with a series of 540 monthly historical precipitation values from 1950 to 1994. The simulated system considered a herd composed of breeds such as Angus, Charolais, Hereford, or Limousin, with a 3-month breeding season (April to June). We calculated net energy for maintenance based on weight, breed, lactation and previous plane of nutrition (NRC, 2000). Initial body condition score was 5 and the weight of cows for that body condition was 450 kg. The initial range condition value was 0.75 (fair).

Note that “base-level stocking rate” (BSR) is a constant that defines the number of stock cows at the beginning of the simulation and at the beginning of each breeding season; whereas, “total stocking rate” (TSR) is a variable that represents the numbers of stock cows, bulls, heifers and calves, which changes during the simulation as a result of natality, mortality, sales and management strategies.

RESULTS AND DISCUSSION

REPLA-PPT was the best strategy in terms of C sequestered, methane emissions, range condition, animal performance and economic profit. The CONTROL was the worst strategy. The total carbon sequestered by vegetation (on 5000 ha during a 45-year period) under the adjustable stocking rate strategy (REPLA-PPT) was over 0.55 million tons, and only 0.39 million tons under the constant stocking rate

strategy (CONTROL) (Table 1). The difference of sequestration between strategies increased over time (Figure 2), due to an improvement in range condition (Table 1) and higher biomass production, which resulted from a lower overall stocking rate and, hence, a lower level of utilization of the available biomass with adjustable stocking.

According to Table 1, the range condition is regular for CONTROL and it is excellent for REPLA-PPT, involving a change between a “primary” and well preserved rangeland and a “secondary” and no preserved, which would imply losses of around 1.5 Mg C ha⁻¹ organic carbon in the soil (30 cm), according to what is previously discussed.

Since methane emissions are intrinsically correlated with animal numbers, emissions always were lower with REPLA-PPT and LOW SR strategies than with CONTROL (Figure 3). Emissions were lowest with REPLA-PPT during the drought from 1951 to 1959, and the two or three years after a dry year (64-65, 67-71, 80-81, 85-86) when stocking rate was lowered by not replacing culled, non-pregnant cows. Mean annual precipitation from 1950 to 1956 was 282 mm, and annual precipitation during 1956 was 147 mm, which is only 35% of the long-term historical mean annual amount (Figure 1). The main seasonal differences in emissions with CONTROL were due to large seasonal changes in the number of animals on the ranch, which resulted from high mortality (Table 1) and subsequent high annual restocking to maintain the base-level stocking rate (250 AUU).

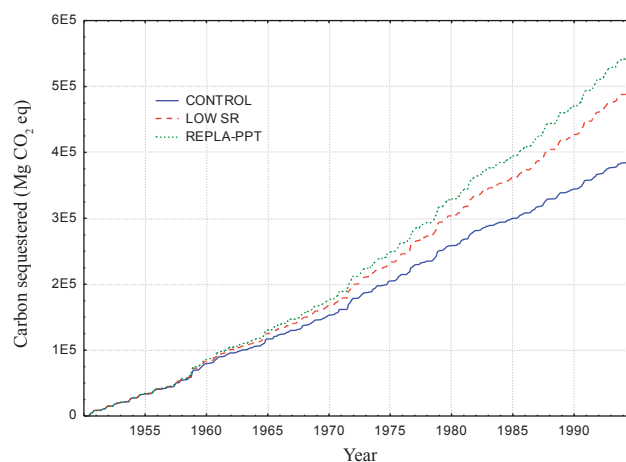


Figure 2. Cumulative carbon sequestered by vegetation under three management strategies in a cow-calf operation in the northeast of Coahuila, Mexico during the period from 1950 to 1994 (Ranch area = 5000 ha).

Table 1. Simulated carbon sequestration, methane emissions and animal performance under three management strategies in a cow-calf operation in the northeast of Coahuila, Mexico during the period from 1950 to 1994 (Ranch area = 5000 ha).

Variables	Units	Strategies		
		Control	Low sr	Repla-ppt
Base-level SR	AUY (Animal Unit Year)	250	125	125
Total SR	AUY	199	117	91
Range condition	Unit less	0.66	1.07	1.26
CO ₂ captured	Mg CO ₂ eq	389 248	496 052	551 580
CH ₄ emission	Mg CO ₂ eq	9945	6671	5887
Mean body condition	(scale 1-9)	2.85	3.79	4.78
Mortality	% year ⁻¹	45.87	28.88	9.42
Weaned mass	kg ha ⁻¹ year ⁻¹	1.3	1.94	2.68
Efficiency [†]	kg weaned (Mg CO ₂ eq) ⁻¹	29.3	65.45	102.47
Profitability	US \$ ×10 ⁶	-4.79	-0.39	1.97

[†] SR = stocking rate.

The relation between methane emissions by animals and CO₂ sequestration by vegetation in extensive, adjustable stocking, cow-calf production systems results in a simulated net decline in these substances which it is assumed would result in a decline in human contributions to global warming. Quite likely, the current contribution of cattle production systems as high sources of greenhouse gases is due to feedlot operations and intensive dairy cattle operations in which high animal densities are maintained.

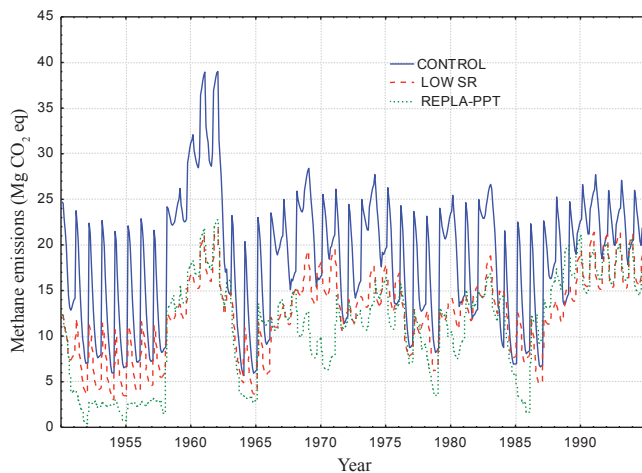


Figure 3. Monthly dynamics of methane emission by animals under three management strategies in a cow-calf operation in the northeast of Coahuila, Mexico during the period from 1950 to 1994 (Ranch area = 5000 ha).

Calf production efficiency, measured as kg ha⁻¹ year⁻¹ of calf production per Mg CO₂ eq of methane emission, was more than three times higher with REPLA-PPT as compared to CONTROL (102.47 versus 29.30, respectively). Average body condition score was 4.78, 3.79 and 2.85 for REPLA-PPT, LOW SR and CONTROL respectively. Results for profit had the same trend and only REPLA-PPT showed a positive economic balance with the CONTROL showing the largest economic loss (Table 1).

The advantages of adjustable stocking based on replacement are due to its flexibility to adapt ranch management to current conditions, specifically, those resulting from the variable precipitation regime. The REPLA-PPT strategy reduces stocking rate during unfavorable precipitation conditions by selling more livestock and by not replacing livestock that have died. When favorable precipitation conditions return, this strategy replaces only enough stock cows to reach the low base-level stocking rate (125 AUY).

High and constant stocking rates have both short- and long-term negative effects on coupled social-ecological systems. In the short term, high stocking levels increases competition for forage resources. This results in less selective grazing and lower total consumption per cow. In the long term, the resulting overgrazing lowers range condition and, hence, forage productivity, which, in turn, reduces vegetation cover

and increases soil erosion. In the long-term this reduces the ecosystem services that rangelands provide and ability of the population to feed itself.

Livestock Insurance Program in Mexico

Due to variability and unpredictability of forage resources in rangelands, is necessary to develop strategies for adaptation and mitigation under extreme climatic conditions (*e.g.* droughts). In this perspective, Mexican government has implemented a national livestock satellital parametric insurance program (AGROASEMEX, 2006; Paz *et al.*, 2006). This mechanism provides financial compensations when droughts are present. This parametric insurance is based on a spectral vegetation index (VI) that has a linear relationship with aboveground biomass and the leaf area index of vegetation (Paz *et al.*, 2007). Using the VI, a reference for range condition of the previous year, is established as done in the REPLA-PPT strategy and the program makes payments in the areas where body condition score was reduced from 5 to 1, evaluated through VI reductions, due to drought conditions in the year of operation (AGROSEMEX, 2006). This program has been operational since 2005 over almost 60 million hectares of rangelands in Mexico and represents financial support to apply strategies to reduce drought effects. Traditionally in Mexico, the preferred government strategy against drought is to provide producers with hay to keep livestock alive. However, this practice produces a higher utilization and deterioration of the rangeland as reported by Díaz-Solís *et al.* (2006).

Governments could assist producers involved in production systems subject to a high degree of uncertainty. If precipitation conditions in a given region dictate that livestock need to be reduced, an appropriate agency could facilitate moving excess livestock to regions experiencing more favorable precipitation using the payments of the insurance program. This would reduce negative ecological and climatic impacts of animal production systems in areas of high environmental uncertainty, but would require improved ranch-level and regional-level management, as well as adequate cooperation between these levels of management.

CONCLUSIONS

- Management of semi-arid environments that adjusts stocking rates to adapt to changing environmental conditions can increase carbon sequestration and reduce methane emissions while improving range condition, maintaining or increasing animal production, and improving producer incomes. Such adaptation can be accomplished using management strategies that do not require additional technological, financial or human resources. In particular, management strategies that adjust stocking rate based on the recent precipitation regime provide a practical and economical alternative to improve and sustain the extensive cow-calf production systems of the semi-arid rangelands of north Mexico.
- The simulation results clearly show that simple management schemes, which can be coupled to livestock insurance programs, produce significant reductions in the emission of greenhouse gases, allowing the implementation of public policies for sustainable rural development and low emissions economy. In the perspective of the producers, the use of simple adaptation rules results in better financial returns of their activities.

REFERENCES

- AGROASEMEX (Aseguradora Agropecuaria Mexicana). 2006. The mexican experience in the development and operation of parametric insurance oriented to livestock. www.agroasemex.gob.mx/publications/ganaderia_in.pdf (Consulted: may 4, 2010).
- Behnke, R. H. and I. Scoones. 1993. Rethinking range ecology: Implications for rangeland management in Africa. pp. 1-30. *In*: R. H. Behnke, I. Scoones and C. Kerven (eds.). Range ecology at disequilibrium. Overseas Development Institute. London.
- Blackburn, H. D. and M. M. Kothmann. 1989. A forage dynamics model for use in range and pasture environments. *Grass and For. Sci.* 44: 283-294.
- Blackburn, H. D. and M. M. Kothmann. 1991. Modeling diet selection and intake for grazing herbivores. *Ecol. Model.* 57: 145-163.
- COTECOCA (Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero). 1979. Coahuila. Tipos de vegetación, sitios de productividad forrajera y coeficientes de agostadero. Secretaría de Recursos Hidráulicos. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación Regional de los Coeficientes de Agostadero. México.
- De Ramus, H. A., T. C. Clement, D. D. Giampola, and P. C. Dickinson. 2003. Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. *J. Environ. Qual.* 32: 269-277.

- Desta, S. and D. L. Coppock. 2002. Cattle population dynamics in the southern Ethiopian rangelands, 1980-97. *J. Range Manage.* 55: 439-451.
- Díaz-Solís, H., M. M. Kothmann, W. T. Hamilton, and W. E. Grant. 2003. A Simple Ecological Sustainability Simulator (SESS) for Stocking Rate Management on Semi-arid Grazinglands. *Agric. Syst.* 76: 655-680.
- Díaz-Solís, H., M. M. Kothmann, W. E. Grant, and R. de Luna-Villarreal. 2006. Application of a simple ecological sustainability simulator (SESS) as a management tool in the semi-arid rangelands of northeastern Mexico. *Agric. Syst.* 88: 514-527.
- Díaz-Solís, H., W. E. Grant, M. M. Kothmann, W. R. Teague, and J. A. Díaz-García. 2009. Adaptive management of stocking rates to reduce effects of drought on cow calf production systems in semi-arid rangelands. *Agric. Syst.* 100: 43-50.
- González, E. and L. G. Ruíz-Suárez. 1995. Methane emissions from cattle in México: Methodology and mitigation issues. *Interciencia* 20: 370-372.
- Illius, A. W., J. F. Derry, and I. J. Gordon. 1998. Evaluation of strategies for tracking climatic variation in semi-arid grazing systems. *Agric. Syst.* 57: 381-398.
- INE-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INE/SEMARNAT. México, D. F.
- INE-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INE/SEMARNAT, México, D. F.
- INE-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INE/SEMARNAT, México, D. F.
- INECC-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/SEMARNAT. México, D. F.
- Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendía, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner. 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. Japan.
- Le Houreou, H. N., 1984. Rain use efficiency: A unifying concept in arid-land ecology. *J. Arid Environ.* 7: 213-247.
- NRC (National Research Council). 2000. Nutrient requirements of beef cattle. Seventh revised edition: Update 2000. The National Academy of Sciences. <http://www.nap.edu/openbook/0309069343/html/R11.html>. (Consulted: may 4, 2010).
- O'Mara, F. 2004. Greenhouse gas production from dairying: Reducing methane production. *Adv. Dairy Technol.* 16: 295-309.
- Oba, G. 2001. The effect of multiple droughts on cattle in Obbu, Northern Kenya. *J. Arid Environ.* 49: 375-386.
- Paz, F., E. Palacios, M. Bolaños, A. Cano, A. Zarco, F. Pascual, L. A. Palacios, and M. Martínez. 2006. Design of a country scale livestock insurance in grasslands using AVHRR sensor. pp. 683-685. *In: J. A. Sobrino (ed.). Recent Advances in Quantitative Remote Sensing.* Universitat de Valencia, Valencia, Spain.
- Paz, F., E. Palacios, M. Bolaños, L. A. Palacios, M. Martínez, M. Mejía, and A. Huete. 2007. Design of a vegetation spectral index: NDVIcp. *Agrociencia* 41: 539-554.
- Seager, R., T. Mingfang, I. Held, Y. Kushnir, J. Lu, G. Vecchi, H. P. Huang, N. Harnik, A. Leetmaa, N. Lau, Ch. Li, J. Velez, and N. Naik. 2007. Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. *Science* 316: 1181-1184.
- Teague, W. R., W. E. Grant, U. P. Kreuter, H. Díaz-Solís, S. Dube, M. M. Kothmann, W. E. Pinchak, and R. J. Ansley. 2008. An ecological economic simulation model for assessing fire and grazing management effects on mesquite rangelands in Texas. *Ecological Economics* 64: 612-625.
- Teague, W. R., U. P. Kreuter, W. E. Grant, H. Díaz-Solís, and M. M. Kothmann. 2009. Economic implications of maintaining rangeland ecosystem health in a semi-arid savanna. *Ecol. Econ.* 68: 1417-1429.
- Van de Koppel, J. and W. Rietkerk. 2000. Herbivore regulation and irreversible vegetation change in semi-arid grazing systems. *Oikos* 90: 253-260.
- West, T. O., G. Marland, A. W. King, W. M. Post, A. K. Jain, and K. Andrasko. 2004. Carbon management response curves: Estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environ. Manage.* 33: 507-518.
- Westlake, D. F. 1966. The biomass and productivity of *Glyceria maxima*: I. Seasonal changes in biomass. *J. Ecol.* 54: 745-753.

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS DE MÉXICO

Greenhouse Gas Emissions in Agricultural Systems in Mexico

Vinisa Saynes Santillán^{1‡}, Jorge D. Etchevers Barra¹, Fernando Paz Pellat¹ y
Leonardo O. Alvarado Cárdenas²

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México, México.

[‡] Autora responsable (vinisa.saynes@colpos.mx)

² Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. 3000, Circuito Exterior s/n, Del. Coyoacán, Cd. Universitaria. 04510 México, D. F.

RESUMEN

La agricultura es el sustento para la alimentación de una población mundial creciente. La agricultura es la cuarta causa de emisiones de GEI, y emite grandes cantidades de los llamados “gases que no son CO₂” incluyendo al N₂O y el CH₄ con un poder de calentamiento 265 y 28 veces, respectivamente, mayor en comparación con el CO₂. En México la información de las emisiones de GEI se reporta en diversos foros y desde diferentes perspectivas. En este trabajo se recopiló información de las emisiones de GEI de las Comunicaciones Nacionales y el Primer Informe Bienal, de publicaciones arbitradas por pares y de la literatura gris. Las emisiones del sector agrícola reportadas en las diferentes Comunicaciones presentan inconsistencias debido a factores como falta de información y de acceso a esta en las primeras dos Comunicaciones y a cuestiones de tipo metodológico en las Comunicaciones subsecuentes. De acuerdo con las estimaciones más actuales (Informe Bienal), las actividades agropecuarias son la tercera causa de generación de emisiones de GEI con una contribución del 12% a las emisiones nacionales. Dentro de esta categoría la mayor parte de las emisiones se generan por la fermentación entérica, el manejo del estiércol y por el uso de fertilizantes en los suelos agrícolas. Los principales retos para mejorar las estimaciones y reducir su incertidumbre es la generación de factores de emisión nacionales para lo cual es esencial contar con mayor información de las fuentes clave. En este trabajo se encontró que existe información relevante que sería de utilidad pero se encuentra dispersa por lo que falta síntesis y organización de la información sobre todo de la que se encuentra en la literatura gris.

Palabras clave: sector agrícola; inventarios de GEI; México.

SUMMARY

Agriculture is the food source to feed an increasing global population. Agriculture is the fourth cause of global GHG emissions with the non-CO₂ gases among them, including N₂O and CH₄. These gases have a warming potential of 265 and 28 for N₂O and CH₄, respectively. In Mexico GHG emission information has been reported in several communications and from different perspectives. In this paper we collected the available GHG information reported in National Communications and the First Biennial Report, in peer review papers and “grey” literature. Agriculture emissions reported in National Communications showed inconsistencies due to factors such as lack of information, access to information in the case of the First and Second Communications. In the case of the subsequent reports inconsistencies were associated with methodological issues. According to the updated national GHG estimations presented in the Biennial Report, agricultural activities are the third cause of GHG emissions accounting for the 12% on national emissions. Within the Agriculture category enteric fermentation, manure management and synthetic use of nitrogen fertilizers are causing the majority of GHG emissions. The main challenges to improve the estimations of GHG emissions and reduce its uncertainty is the generation of detailed national emissions factors to which it is essential to obtain more and better information of the key sources. In this investigation we found there is relevant information that would be useful but it is dispersed. Therefore it is necessary the synthesis and systematization of the information, particularly the one found in the “grey” literature.

Index words: agricultural sector; GHG inventories; Mexico.

Como citar este artículo:

Saynes Santillán, V., J. D. Etchevers Barra, F. Paz Pellat y L. O. Alvarado Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34: 83-96.

Recibido: octubre de 2015. Aceptado: enero de 2016.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 83-96.

INTRODUCCIÓN

El Escenario Global

Aproximadamente 40% de los ecosistemas terrestres y gran parte de los océanos han sido transformados para el servicio de la humanidad a costa de la sobrevivencia de otras especies y de la pérdida de servicios ecosistémicos críticos (Power, 2010; Cardinale *et al.*, 2012). Los suelos cultivados cubren ~12% de la superficie terrestre libre de hielo, mientras que los pastizales inducidos cubren un 26% adicional, por lo que en conjunto, el uso de suelo agrícola ocupa el 38% de la superficie terrestre siendo el uso de suelo más extendido del planeta (FAOSTAT, 2014). La agricultura usa alrededor del 70% de agua dulce disponible (Gleick *et al.*, 2010) y genera 30-35% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI). Sin embargo, los agroecosistemas también tienen un gran potencial de mitigación de GEI cuando se conservan los residuos de cosecha, se reduce la labranza y se introducen cultivos de cobertura (Lal, 2003). Estos impactos ambientales se derivan de procesos de expansión, cuando los ecosistemas naturales son reemplazados por cultivos y pastizales, y por procesos de intensificación que conducen al uso de irrigación, fertilizantes, pesticidas y labranza (Foley *et al.*, 2014). Tanto los procesos de expansión como de intensificación agrícola producen degradación del suelo y emisiones de GEI. Estas emisiones se generan principalmente por la deforestación en las regiones tropicales, las emisiones de metano provenientes de la ganadería y de los cultivos de arroz y de óxido nitroso derivado del uso de fertilizantes en la agricultura (FAOSTAT, 2014).

Los principales GEI emitidos por las actividades antropogénicas a nivel mundial son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O). Globalmente, la causa principal del incremento en las emisiones de éstos GEI son las actividades relacionadas con el sector energético que representan 26% de las emisiones, seguido del sector industrial (19%), forestal (17%), agrícola (14%), residencial y comercial (8%) y de manejo de desechos (3%) (IPCC, 2013). Aunque las actividades agrícolas son la cuarta causa de emisiones de GEI, éste sector emite grandes cantidades de los llamados “gases que no son CO₂” (Montzka *et al.*, 2011). Estos gases incluyen al N₂O y el CH₄ con un poder de calentamiento 265 y 28 veces,

respectivamente, mayor en comparación con el CO₂ en un escenario proyectado a 100 años (IPCC, 2013). Por su enorme potencial de calentamiento, pequeños cambios en los flujos netos de estos gases pueden contribuir significativamente con el calentamiento global en comparación con cambios similares en flujos de CO₂ (Robertson, 2004). Se ha estimado que las actividades agrícolas emiten 25% de los flujos de CO₂ antropogénico, 55-60% del total de las emisiones de CH₄, y 65-80% de los flujos totales de N₂O (Robertson, 2004). Por ésta razón es importante monitorear e incluir las emisiones del sector agrícola en las estrategias de mitigación, ya que remover gases como el N₂O de la atmósfera podría tener un impacto 300 veces mayor que remover la misma masa de CO₂ (Robertson, 2004). Adicionalmente, si no se intensifican los esfuerzos de mitigación de estos gases, las emisiones de GEI del sector agrícola podrían neutralizar los esfuerzos de mitigación y de captura de carbono del sector forestal.

N₂O

Actualmente la concentración atmosférica de N₂O es 19% mayor en comparación con su concentración previa a la Revolución Industrial y tiene un tiempo de residencia en la atmósfera de 120 años (Flückiger *et al.*, 2004). Globalmente las actividades agrícolas son la fuente más importante de N₂O emitido por los suelos (Snyder *et al.*, 2009) y aunque representan únicamente 8% de las emisiones totales de GEI, generan aproximadamente la mitad de las emisiones del sector agrícola. Estas emisiones provienen de los suelos cultivados, de los desechos animales y de la quema de biomasa (Montzka *et al.*, 2011). En el caso de los suelos cultivados las emisiones de N₂O están relacionadas con el uso excesivo e inadecuado de fertilizantes nitrogenados (Snyder *et al.*, 2009). En los últimos 60 años la producción antropogénica de nitrógeno para su uso en fertilizantes ha duplicado las tasas de fijación (mecanismos de ingreso del nitrógeno a los ecosistemas por vías naturales) (Sutton *et al.*, 2011). Actualmente 100 Tg de nitrógeno están siendo añadidos a los suelos cada año globalmente (Erisman *et al.*, 2008). Este incremento en el uso de fertilizantes en los cultivos ha modificado el ciclo global del nitrógeno debido a que grandes cantidades de este elemento en su forma reactiva, también llamado nitrógeno reactivo (Nr, formas de nitrógeno capaces de combinarse con otras formas químicas en el ambiente) están siendo

añadidas a los cultivos (Delgado y Follet, 2010). El uso excesivo de fertilizantes en la agricultura incrementa el potencial de pérdida del Nr , que es ampliamente dispersado por procesos de transporte hidrológico en forma de amoníaco (NH_3) (aunque este también puede ser emitido a la atmósfera), amonio (NH_4) y nitrato (NO_3^-) (Galloway *et al.*, 2003). El Nr también puede ser dispersado por vía atmosférica en forma de óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxido nitroso (N_2O) (Weathers *et al.*, 2013).

CH₄

El CH_4 es el gas “no CO_2 ” más abundante en la atmósfera (Motzka *et al.*, 2011), tiene un potencial de calentamiento 28 veces mayor en comparación con el CO_2 y un tiempo de residencia en la atmósfera de 9 a 15 años (IPCC, 2013). El CH_4 es emitido por fuentes naturales como los humedales pero también por actividades humanas como fugas de los sistemas de gas natural y las crecientes actividades ganaderas (FAOSTAT, 2014). Globalmente más del 60% de las emisiones de CH_4 provienen de las actividades humanas, las cuales han duplicado sus emisiones en los últimos 25 años (Denman *et al.*, 2007). El CH_4 es emitido por la industria, la agricultura y el manejo de los desechos. En contraste con otros sectores como el energético y de cambio de uso de suelo en los cuales el CO_2 representa la mayor parte de las emisiones de GEI, en el sector agropecuario las emisiones están dominadas por el CH_4 (52%), el N_2O (44%) y no por el CO_2 (4%) (Baumert, *et al.*, 2005; Monztkka *et al.*, 2011). Las emisiones de CH_4 del sector agropecuario provienen fundamentalmente de la fermentación entérica, los cultivos de arroz, la quema de biomasa y los desechos animales (Bousquet *et al.*, 2006).

CO₂

En el sector agropecuario las emisiones de CO_2 representan únicamente del 3 al 4.5% (Sauerbeck, 2001), por lo que no se considera un GEI importante en las actividades agrícolas. Sin embargo, los efectos indirectos de las emisiones de CO_2 derivadas de las actividades agrícolas pueden ser significativos al reducir la fertilidad y productividad de los suelos cultivados (Paustian *et al.*, 2000). Un ejemplo de ello son las reducciones de carbono orgánico en el suelo (COS) (Lal, 1999) que regresa a la atmósfera en forma

de CO_2 lo cual tiene repercusiones negativas en la fertilidad de los suelos (Lal, 2004). En el periodo de 1850 a 1998 se emitieron 270 ± 30 Pg de CO_2 debido a la quema de combustible fósil y a la producción de cemento y 136 ± 55 Pg como resultado del cambio en el uso del suelo. De estas emisiones, 78 ± 12 Pg fueron emitidos de los suelos generando reducciones de COS (Lal, 1999). Se ha estimado que la pérdida histórica de COS ha sido entre 66 y 90 Pg C (Lal, 1999). Esta reducción de COS es dependiente de diversos factores entre los que se encuentran el contenido inicial de carbono, la labranza, el cultivo de suelos orgánicos, la remoción de biomasa para biocombustible y la erosión (Lal, 2004). La mayoría de las pérdidas de COS ocurren durante los primeros años de la transformación de los ecosistemas naturales en ecosistemas manejados (Paustian *et al.*, 1998). Estas pérdidas de COS pueden acentuarse cuando el retorno de los residuos agrícolas y la biomasa de raíces son menores a las pérdidas por erosión, mineralización y lixiviación. Hay publicaciones que indican que las emisiones de CO_2 pueden ser significativas en sistemas bajo labranza convencional (Six *et al.*, 1999) y por la adición de abonos orgánicos. La labranza acentúa las emisiones de CO_2 al reducir la estabilidad de los agregados del suelo, exponiendo COS encapsulado a la degradación microbiana, y alterando el microclima del suelo e influenciando la actividad y la diversidad de la fauna del suelo (Six *et al.*, 2000, 2002).

Emisiones por Cambios de Uso del Suelo

El suelo es el principal almacén de carbono (C) en los ecosistemas terrestres, ya que el carbono orgánico en el suelo (COS), a un 1 m de profundidad, es de 1500 Pg (Field y Raupach 2004), tres veces mayor que el almacén de C en la vegetación (550 Pg C) y dos veces mayor que el atmosférico (760 Pg) (Pan *et al.*, 2011). La conversión de bosques a usos agrícolas (deforestación) y la degradación de los bosques emiten 17.4% de las emisiones GEI a escala global (IPCC, 2007).

El Escenario Nacional

Los ecosistemas forestales naturales cubren ~34% de la superficie terrestre de México, mientras que la superficie cultivada alcanza del 14 al 16% y los pastizales inducidos o cultivados cubren el 9.8% (INE-SEMARNAT, 2012). El sector agropecuario es

fundamental no solo por la extensión de este uso de suelo, sino por su importancia en la economía del país. Las actividades agrícolas tienen una participación de 3.8% del PIB y emplea al 11% de la población económicamente activa ocupada con 5.6 millones de personas (SIAP, 2014). A nivel mundial México tiene un papel importante en la producción de alimentos ocupando el lugar número doce (SIAP, 2014). El valor económico de la producción agrícola en 2014 fue de 417 mil millones de pesos que representan el 52% de la derrama económica del sector productivo seguida por el sector pecuario con 45% y pesquero con 3% (SIAP, 2014). Aunque aproximadamente el 74.1% de la superficie cultivada es de temporal y 25.9% es de riego, el 58% de la derrama económica agrícola se obtiene en tierras de riego y 42% en sistemas de temporal. Las actividades agrícolas tienen un fuerte impacto ambiental ya que utilizan 77% del agua disponible ($61.8 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$), y pueden provocar degradación del suelo (INECC-SEMARNAT, 2015). Adicionalmente el agua utilizada para el riego puede generar emisiones de GEI importantes si es adicionada con nitrógeno, o bien si se aplica a los suelos después de un evento de fertilización. El creciente consumo de alimentos y fibras producidas por la agricultura y la simultánea reducción de la calidad y productividad de los suelos han generado emisiones significativas de GEI (Lal, 2003). Mientras que la mayor parte de las emisiones nacionales de CO_2 provienen de la quema de combustibles fósiles y del uso y cambio de uso de suelo del sector forestal, las emisiones de CH_4 y de N_2O están más relacionadas con el sector agrícola y pecuario.

Ante el escenario discutido los objetivos de este trabajo son: (a) Presentar una síntesis nacional, preliminar de la información nacional oficial (Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero reportados en Comunicaciones Nacionales) y la información científica de los estudios que abordan la medición y modelación de GEI en los sistemas agrícolas en México; y (b) Establecer una agenda de desarrollo futuro orientada a generar nuevas síntesis nacionales. (c) Identificar los vacíos de conocimiento y como se pueden comenzar a resolver.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente trabajo se dividió la información de las emisiones de GEI en México en dos grupos:

1.- Información oficial. En este grupo se consideraron los Inventarios Nacionales de GEI reportados en las Cinco Comunicaciones Nacionales y el Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.

2.- Información científica de las investigaciones de medición y modelaje de las emisiones de GEI de suelos agrícolas. Se consideraron artículos científicos revisados por pares, las Síntesis Nacionales del Programa Mexicano del Carbono y literatura tesis.

La búsqueda de la información se realizó utilizando los buscadores Science Direct, Web of Science, Google Académico y buscadores de bibliotecas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero

A nivel nacional las emisiones de GEI se presentan en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI) reportado en la Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). La Primera Comunicación Nacional de México se presentó en 1997 e incluyó el primer inventario nacional de gases de efecto invernadero para México en 1990. En el Cuadro 1 se muestra la recapitulación de los INEGEI y de sus actualizaciones así como de la metodología utilizada en cada uno. Las estimaciones de las emisiones de GEI se realizan para las seis categorías de emisión definidas por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (PICC): Energía, Procesos Industriales, Solventes, Agricultura, Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) y Desechos. Los INEGEI incluyen información de los seis GEI incluidos en el Anexo A del Protocolo de Kioto: CO_2 , CH_4 , N_2O , hidrofluorocarbonos (HFCs), perfluorocarbonos (PFCs) y hexafluoruro de azufre (SF). Las emisiones se reportan para cada GEI y también en unidades de CO_2 equivalente ($\text{CO}_2 \text{ eq}$) las cuales se obtienen multiplicando la cantidad de emisiones de un GEI por su valor de potencial de calentamiento global en un periodo de 100 años. De acuerdo con el PICC estos potenciales de calentamiento han variado, pero los valores más actuales son de 1, 28 y 265 para el CO_2 , CH_4 y N_2O , respectivamente (IPCC, 2013).

Cuadro 1. Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero presentando en las Comunicaciones Nacionales ante la CMNUCC y sus actualizaciones así como de la metodología utilizada y el año de publicación de cada uno.

Comunicación	Año de publicación	Metodología PICC utilizada	Periodo del Inventario
Primera	1997	1995	1990
Segunda	2001	1996	Actualización 1994-1998
Tercera	2006	2001	Actualización al 2002 (1990-2002). Se calcularon nuevamente las cifras para los años 1990, 1992, 1994, 1996, 1998 y 2000. La categoría de USCUS fue actualizada al periodo 1993-2002.
Cuarta	2009	2006	Actualización 1990-2006.
Quinta	2012	1996 y 2006	Actualización al 2010
Informe Bienal	2015	1996 reforzada con GBP 2000	Actualización al 2013

Cambios Metodológicos a través del Tiempo en las Comunicaciones Nacionales

Las diferencias en las emisiones reportadas entre las primeras dos comunicaciones con respecto a las subsecuentes se debieron probablemente a que las bases de datos comenzaban a construirse y las metodologías estaban siendo establecidas. Con el desarrollo del internet se comenzaba a obtener la información necesaria para la elaboración de los inventarios extrayéndola de los portales de las principales Secretarías pero el retroceso de los sistemas de estadísticas fue una restricción importante en ese momento. Probablemente las diferencias se deben a temas de recopilación de la información, a la exclusión de algunas fuentes de GEI y a que se utilizaron factores de emisión por defecto para casi todas las fuentes y no tanto a cambios en las emisiones. En el sector pecuario se utilizaron factores ponderados por tipo de producción y masa para las emisiones pecuarias. Sin embargo debido a la falta de datos no fue posible hacerlo para los suelos agrícolas. En la Tercera Comunicación las emisiones se volvieron a calcular utilizando información actualizada y factores de emisión más adecuados a las condiciones nacionales aunque no para el caso de las emisiones de GEI derivadas de los suelos agrícolas. Además de las cuestiones metodológicas ya mencionadas, la reducción de las emisiones de la agricultura observada en la Tercera Comunicación (comparada con la Segunda Comunicación, Cuadro 2) se debieron a un incremento en la importación de granos básicos y a una reducción de la producción por el estancamiento del sector pecuario. En este momento se hizo evidente

la falta de financiamiento para identificar vacíos de información y realizar estudios de mitigación. En la Cuarta Comunicación se apreció una reducción en las emisiones del sector agrícola. Aunque las variaciones en las tendencias difícilmente pueden atribuirse a una sola causa, debe mencionarse que México vivió transformaciones económicas estructurales que incluyeron una mayor apertura económica. Esto impulsó al sector manufacturero pero pudo haber afectado al sector agrícola. Además de los factores económicos las cifras son distintas y pudieron deberse a que por primera vez se utilizaron factores de emisión obtenidos para México a partir de estudios propios reflejando mejor la situación nacional. En la Quinta Comunicación se indicó de forma muy clara el uso de los factores de emisión utilizados para cada sector. Se utilizaron factores de emisión específicos del país para los cálculos de las emisiones de la fermentación entérica, del manejo del estiércol, sin embargo la falta de información obligó a que los cálculos de las emisiones del cultivo de arroz, los suelos agrícolas y la quema de residuos se realizaran utilizando factores de emisión por defecto. Esto muestra la falta de estudios de emisiones de GEI en suelos agrícolas. El notable incremento del N_2O procedente del manejo de suelos agrícolas mostrado en esta Comunicación ocurrió debido a cambios en la metodología ya que se incluyó en los cálculos el total del nitrógeno excretado. En el Primer Informe Bienal se realizó un esfuerzo para mejorar la resolución de los cálculos incluyendo la actualización de la información, la desagregación de los datos y estimaciones de factores de emisión acordes con las circunstancias nacionales. Para las actividades

agrícolas se consideró la extensión de la superficie sembrada, la superficie cultivada con leguminosas, con arroz, consumo de fertilizantes sintéticos nitrogenados y cantidad de residuo agrícolas generados y quemados en datos de volumen de producción de 114 cultivos que comprenden el 99% de la superficie cultivada del país.

Emisiones del Sector Agrícola

Los Inventarios de GEI reportados en las cinco Comunicaciones Nacionales han mostrado el incremento de las emisiones en el tiempo (Cuadro 2). Del Primer Inventario a la Primera Actualización en 1998 se mostró un incremento de 32%. Posteriormente los incrementos en las emisiones totales nacionales fueron de 6% en la actualización al 2002 (Tercera Comunicación Nacional), del 9% en la actualización al 2006 (Cuarta Comunicación Nacional) y de 5% en el 2010 (Quinta Comunicación Nacional). Sin embargo, en las últimas estimaciones reportadas en Primer Informe Bienal mostraron por primera vez una reducción de 11% en las emisiones con respecto a las reportadas en la Quinta Comunicación.

La mayor contribución a las emisiones nacionales proviene de las crecientes emisiones del sector energético (Figura 1) que han representado 47-67% (Cuadro 2). Después del sector energético, la categoría USCUS es que la más contribuye con las emisiones nacionales aunque ha mostrado una tendencia a reducir las emisiones de acuerdo con lo reportado en las cinco comunicaciones y en el Informe Bienal. De acuerdo con lo reportado en las primeras Cuatro

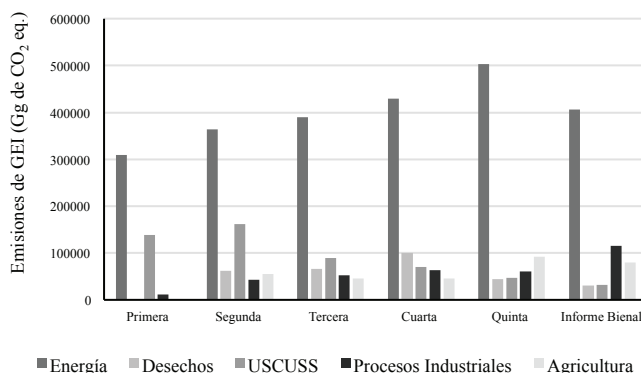


Figura 1. Emisiones nacionales de GEI en Gg de CO₂ eq. Se muestran los datos de las diferentes categorías reportadas de la Primera a la Quinta Comunicación.

Comunicaciones Nacionales la categoría Agricultura junto con la categoría Desechos son las que menos participación tuvieron en las emisiones nacionales, con estimaciones de 0.6, 8.1, 7, y 6.4% de las emisiones nacionales totales en los cuatro reportes. De acuerdo con la Primera, Tercera y Cuarta Comunicaciones, la agricultura fue la última causa de emisiones nacionales de GEI contribuyendo hasta con el 7% de las emisiones (Cuadro 2). De acuerdo con la Cuarta Comunicación en 2006 las emisiones de GEI en el sector agrícola fueron la última causa representando únicamente 6.4% de las emisiones nacionales totales. Sin embargo y de acuerdo con lo reportado en la actualización al 2010 (Quinta Comunicación) las actividades agrícolas pasaron de ser la sexta causa emisión de GEI en México a ser la segunda contribuyendo con el 12% a las emisiones nacionales (Figura 1, Cuadro 2). Estas diferencias se

Cuadro 2. Emisiones de GEI para México reportadas en las Comunicaciones Nacionales[†].

Comunicaciones nacionales	Emisiones por categoría										
	Emisiones totales	Energía		Desechos		USCUS		Procesos Industriales		Agricultura	
			Gg	(%)		Gg	(%)		Gg	(%)	
Primera (1977)	460 988	308 584	(66.9)	526	(0.1)	138 251.333	(30.0)	11 621	(2.5)	2005	(0.6)
Segunda (2001)	686 118	364 189	(46.6)	36 4190	(9.0)	161 422	(23.5)	43 121	(6.3)	55 674	(8.1)
Tercera (2006)	643 183	389 497	(61.0)	65 584	(10.0)	89 854	(14.0)	52 102	(8.0)	46 146	(7.0)
Cuarta (2009)	709 005	430 097	(60.7)	99 627	(14.1)	70 202	(9.9)	63 526	(9.0)	45 552	(6.4)
Quinta (2012)	748 252	503 817	(63.7)	44 130	(5.9)	46 892	(6.3)	61 226	(8.2)	92 184	(12.3)
Informe bienal (2015)	665 304	406 858	(61.2)	30 902	(4.6)	32 424	(4.9)	114 949	(17.3)	80 169	(12.0)

[†] Se muestran las emisiones nacionales totales expresadas en Gg de CO₂ eq y las emisiones de cada categoría en Gg. Las emisiones se expresan en Gg. Entre paréntesis se muestra la contribución de cada categoría a las emisiones nacionales expresada en porcentaje. En la columna Comunicaciones se muestra entre paréntesis el año de publicación de cada Comunicación y del Informe Bienal.

deben al uso de diferentes metodologías e insumos y no a una reactivación del sector agropecuario. De acuerdo con lo reportado en la última actualización del INEGI presentada en el Primer Informe Bienal la agricultura sigue siendo la segunda causa de emisiones con una contribución del 12%. Es probable que este incremento esté más relacionado con la intensificación de la agricultura que con la expansión de la misma, ya que las emisiones del sector USCUSS se redujeron 30.8% con respecto de las emisiones reportadas en la Quinta Comunicación Nacional.

Emisiones por Tipo de GEI en el Sector Agropecuario

En el sector agropecuario las emisiones de GEI son principalmente de CH_4 y N_2O , a diferencia de sectores como el energético y USCUSS en los cuales el CO_2 representa la mayor parte de las emisiones de GEI. Las emisiones de CH_4 están relacionadas con actividades pecuarias como la fermentación entérica y manejo de estiércol; mientras que las emisiones de N_2O , se derivan de actividades agrícolas como el manejo de suelos y el uso de fertilizantes (Cuadro 4). Consistentemente, las estimaciones de GEI reportadas en las cinco Comunicaciones Nacionales y en el Primer Informe Bienal han mostrado que el CH_4 es el gas GEI dominante en la categoría agricultura, y los reportes indican contribuciones entre 57 y 86%. En las primeras dos Comunicaciones las contribuciones del CH_4 y del N_2O fueron de 97 y 3%, respectivamente. En los Inventarios posteriores presentados en la Tercera y Cuarta Comunicación mostraron estimaciones mejoradas y modificaciones metodológicas que redujeron la sobreestimación de las emisiones de CH_4 (Cuadro 3). En la Primera Comunicación el uso de factores de emisión por defecto y de metodología Nivel 1 condujo a la sobreestimación de las emisiones de CH_4 . Las estimaciones mostradas en las cinco Comunicaciones han reportado mayores emisiones N_2O . En la Tercera y Cuarta Comunicaciones se reportó un incremento en la participación del N_2O del 15-26%.

Considerando la Cuarta y Quinta Comunicaciones, los datos por tipo de gas (Cuadro 3) son similares en el caso del CH_4 y del CO_2 , sin embargo en el caso del N_2O en 2006 (Cuarta Comunicación) representó el 2.9% de las emisiones nacionales mientras que en 2010 (Quinta Comunicación) la estimación se triplicó con una participación del 9.2%. La última actualización del INEGI al 2013 presentada en

el Primer Informe Bienal mostró estimaciones de N_2O 56% menores en comparación con lo reportado en la Quinta Comunicación Nacional (Cuadro 4). En este último Informe se reportó que la participación de las emisiones de CH_4 y N_2O en el sector agrícola fue de 68.1 y 31.4%, respectivamente.

Emisiones por Subcategoría en el Sector Agrícola

Los reportes de los inventarios han indicado consistentemente que la fermentación entérica es la actividad agropecuaria que más contribuye con las emisiones del sector agrícola con estimaciones que han fluctuado entre 41% (Quinta Comunicación) y 95% (Tercera Comunicación) (Cuadro 4). Las categorías que han tenido una menor contribución a las emisiones del sector agrícola son el cultivo de arroz (0.2-1.7%) y la quema *in situ* de residuos agrícolas (0.06-1.6%). En los primeros tres inventarios se reportó que el manejo del estiércol fue la segunda causa que generó las emisiones del sector agrícola (con una contribución que fluctuó entre 2.4 y 2.9%) mientras que las emisiones de los suelos agrícolas fue la tercera causa (0.3-1.5%).

En la actualización al 2006 se reportó que la mayor parte de las emisiones de la categoría agricultura fueron generadas por la fermentación entérica, mientras que los suelos agrícolas fueron la segunda causa representando el 15% de las emisiones. En contraste en 2010 se reportó que la mitad de las emisiones de las actividades agrícolas se produjeron en los suelos agrícolas mientras que la fermentación entérica representó el 41%. Este incremento se debió probablemente al uso de fertilizantes en los suelos cultivados. De acuerdo con las últimas estimaciones realizadas en el primer Informe Bienal la fermentación entérica es la primera causa de las emisiones (contribución del 63.8% a las emisiones de la categoría Agricultura), seguida del manejo del estiércol (17.1%), suelos agrícolas (16.6%), quema *in situ* de residuos agrícolas (1.6%), y los cultivos de arroz (0.2%). Con respecto a 1990 las emisiones derivadas del manejo de estiércol fueron 23.7% mayores comparadas con las emisiones del 2013 y son una fuente importante tanto de N_2O como de CH_4 .

Estimaciones globales de las emisiones de CO_2 en el sector agropecuario representan únicamente del 3 al 4.5% (Sauerbeck, 2001). En el caso de México las emisiones de CO_2 del sector Agricultura han sido reportadas únicamente en la Cuarta Comunicación

Cuadro 3. Emisiones de GEI para México reportadas en las Comunicaciones Nacionales[†].

Comunicaciones nacionales	Emisiones por tipo de gas							
	Gg (% de las emisiones nacionales totales)							
	CO ₂		CH ₄		N ₂ O		Otros	
Primera (1977)	444 488	(96.4)	3641.655	(0.79)	11.779	(0.002)	12 846	(2.6)
Segunda (2001)	514 048	(75.0)	157 648	(23.0)	14 222	(2.0)	n.r.	n.r.
Tercera (2006)	480 409	(74.0)	145 586	(23.0)	12 343	(2.0)	4485	
Cuarta (2009)	492 862	(69.5)	185 390	(26.1)	20 511	(2.9)	10 240	(1.4)
Quinta (2012)	493 450	(65.9)	166 716	(22.3)	69 140	(9.2)	19 215	n.r.
Informe bienal (2015)	499 701	(75.1)	126 164	(19.0)	30 097	(4.5)	9341.33	(1.4)

[†]Se muestran las emisiones nacionales totales por tipo de gas expresadas en Gg. Entre paréntesis se muestra la contribución de cada gas a las emisiones nacionales expresada en porcentaje. En la columna Comunicaciones se muestra entre paréntesis el año de publicación de cada Comunicación y del Informe Bienal.

y en el Primer Informe Bienal mostrando que las emisiones de este gas representan entre 0.5 y 7% de las emisiones generadas en el sector agrícola y 0.05% de las emisiones nacionales totales. Aunque las emisiones de CO₂ representan una parte muy pequeña de las emisiones nacionales, los efectos de estas emisiones reducen el carbono orgánico en el suelo, y la fertilidad y productividad de los suelos cultivados.

Emisiones de los Suelos por Degradación y Conversiones

Los inventarios nacionales de GEI realizados en México muestran que alrededor de un tercio de las emisiones provienen de los suelos minerales (de Jong

et al., 2010a), aunque en inventarios estatales, la cifra es de aproximadamente la mitad de las emisiones (de Jong *et al.*, 2010b)¹. En esta perspectiva, es crítico considerar las emisiones provenientes de las conversiones de bosques y selvas en sistemas agrícolas.

El Cuadro 5 muestra los almacenes de carbono orgánico del suelo (COS) en México para diferentes usos del suelo y vegetación (Paz, 2010)², de acuerdo a datos usados en el informe FAO FRA 2010 (CONAFOR, 2010).

Las estimaciones de las pérdidas de COS para las conversiones de bosques y selvas a agricultura fueron realizadas usando una densidad de 45.19 Mg ha⁻¹ del COS de uso agrícola a nivel nacional (Paz, 2010)². En el caso del paso de la sucesión primaria a la secundaria

Cuadro 4. Emisiones de GEI para México reportadas en las Comunicaciones Nacionales correspondientes a la categoría Agricultura[†].

Comunicaciones Nacionales	Emisiones por categoría									
	Gg (% de las emisiones nacionales totales)									
	Fermentación entérica		Suelos agrícolas		Manejo de estiércol		Cultivos de arroz		Quema <i>in situ</i> de residuos agrícolas	
Primera (1997)	1700.9	(84.8)	5.5	(0.3)	48.1	(2.4)	35.0	(1.7)	0.3	(0.5)
Segunda (2001)	1972.0	(84.2)	35.8	(1.5)	60.7	(2.6)	14.7	(0.6)	23.7	(1.0)
Tercera (2006)	1779.3	(95.3)	24.0	(1.3)	54.9	(2.9)	5.5	(0.3)	1.8	(0.1)
Cuarta (2009)	37 181	(81.6)	6 969.4	(15.3)	1175	(2.6)	178.5	(0.4)	48.3	(0.1)
Quinta (2012)	37 961.5	(41.2)	4 647.9	(50.4)	7 553.5	(8.2)	137.8	(0.15)	51.9	(0.06)
Informe bienal (2015)	51 208.1	(63.8)	13 298.6	(16.6)	13 735.5	(17.1)	217.2	(0.2)	1330	(1.6)

[†]Se muestran las emisiones nacionales totales de cada subcategoría expresadas en Gg. Entre paréntesis se muestra la contribución de cada subcategoría a la categoría Agricultura expresada en porcentaje. En la columna Comunicaciones se muestra entre paréntesis el año de publicación de cada Comunicación y del Informe Bienal.

¹ de Jong, B. H. J., F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz, G. Jiménez y M. A. Castillo. 2010b. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de gases de efecto invernadero provenientes de agricultura, silvicultura y otros usos del suelo. Informe final de consultoría para Conservación Internacional México A.C.

² Paz, F. 2010. Evaluación, importancia y perspectivas de la captura de carbono y la reducción de emisiones de gases efecto invernadero en pastizales y matorrales: Hacia la implementación de REDD+. pp. 7-22. In: M. E. Velasco, M. Salvador, M. L. Adriano, R.A. Perezgrovas y B. Sánchez (eds.). Memorias del I Congreso Internacional de Pastizales Chiapas 2010. SOMMAP. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

Cuadro 5. Estimaciones del carbono orgánico en los suelos (Mg ha⁻¹) de México y los usos del suelo y la vegetación[†].

Uso del suelo y vegetación	Sucesión primaria	Conversión agrícola		Sucesión secundaria	Conversión agrícola		Pérdidas por degradación
		Pérdida a 20 años	Pérdida a 5 años		Pérdida a 20 años	Pérdida a 5 años	
Bosque de coníferas	90.5	45.3	37.8	71.1	25.9	21.6	19.4
Bosque de encino	68.8	23.6	19.6	54.0	8.9	7.4	14.7
Bosque mesófilo de montaña	138.8	93.6	78.0	109.1	63.9	53.2	29.7
Selva perennifolia	146.5	101.3	84.4	115.2	70.0	58.3	31.4
Selva subcaducifolia	99.0	53.8	44.8	77.8	32.6	27.2	21.2
Selva caducifolia	62.0	16.8	14.0	48.7	3.6	3.0	13.3
Selva espinosa	79.4	34.2	28.5	62.4	17.2	14.4	17.0
Vegetación hidrófila	95.4	50.2	41.9	75.0	29.8	24.8	20.4

[†]Adaptado de Paz, 2010².

(*sensu* INEGI), se utilizó una reducción del 78.6% estimada por Paz (2010)² de un análisis nacional. West *et al.* (2004) estimaron que las pérdidas de COS asociadas a la deforestación se presentan en un periodo de 20 años, donde en los primeros 5 años ocurre una pérdida del 83.3 %, valor que fue utilizado en las estimaciones del Cuadro 5.

Se observa del Cuadro 5 importantes pérdidas de COS de la conversión de bosques y selvas a agricultura, por lo que es necesario una alineación de las políticas forestales con las agrícolas para considerar elementos del ciclo de vida en las evaluaciones de las emisiones de GEI en México (Paz, 2015).

Perspectivas Futuras para el Mejoramiento de las Estimaciones

La limitación en la información y la inconsistencia de los sistemas de estadísticas del sector fueron los principales retos para la realización de los primeros inventarios de GEI. Estas limitaciones obligaban a usar el nivel 1 de la metodología revisada en 1996. En los Inventarios también se ha manifestado la necesidad de realizar estudios sobre factores de emisión en fuentes clave. Un factor de emisión es una relación entre la cantidad del gas emitido a la atmósfera y una unidad de actividad. Particularmente para el sector agropecuario faltan estudios acerca de las emisiones generadas por los distintos tipos de dieta del ganado y por el manejo del estiércol. Además de que se necesita información actualizada del tipo, dosis, costos y forma de aplicación de los fertilizantes sintéticos. En este sentido, en el Primer Informe Bienal se contó con información más

desagregada para cada categoría y se identificaron los huecos de información para poder contar con factores de emisión nacionales utilizando como fuente principal para los datos de actividad el SIACON del SIAP (SAGARPA) actualizado al 2012. Aunque se han hecho esfuerzos en la mayoría de los cálculos de GEI, los factores de emisión corresponden a los publicados en las directrices metodológicas del IPCC 1996 y la guía de buenas prácticas del 2000. El uso de factores de emisión por defecto estimadas por el PICC no necesariamente se ajustan a las emisiones nacionales. Por ejemplo en el cálculo de emisiones directas por escorrentía o lixiviación de nitrógeno incorporado en suelos agrícolas se tomó el factor de emisión correspondiente de las directrices metodológicas IPCC (2006) de 0.0075 kg N₂O-N kg⁻¹ N. Sin embargo hay estudios que muestran que la lixiviación podría ser mayor, sobre todo en el norte de México en donde se ha probado que estos escurrimientos afectan directamente a los ecosistemas costeros (Beman *et al.*, 2005). Si el manejo del estiércol o la lixiviación de nitrógeno incorporado en suelos agrícolas son más intensos en México que en Estados Unidos (de donde provienen la mayor parte de los factores de emisión) las emisiones de CH₄ y N₂O podrían ser subestimadas.

Otro ejemplo de ello son las emisiones de N₂O proveniente de suelos fertilizados con nitrógeno sintético. Actualmente el Inventario de GEI en México utiliza un cálculo multiplicando el N utilizado en los fertilizantes por 1% para estimar las emisiones directas de N₂O de los fertilizantes. Utilizando herramientas de modelación y diagnóstico como en el caso del Índice de Nitrógeno (Saynes *et al.*, 2014)

se estimaron las emisiones de N_2O de suelos agrícolas y fueron significativamente correlacionadas con las mediciones medidas de N_2O-N en diferentes tipos de cultivos, dosis de fertilización y sitios. Cuando se aplicó la metodología utilizada por México y se multiplicó utilizando el factor de emisión del 1% y se comparó con las estimaciones de N_2O-N de cada sitio la correlación fue mucho más baja ($r^2 = 0.18$) en comparación con la correlación obtenida con el Índice de Nitrógeno ($r^2 = 0.67$) (Figura 2). Este estudio sugiere que el Inventario de GEI en México para el caso de la agricultura está subestimando las emisiones de N_2O ya que las emisiones medidas en campo fueron de $5.3 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ las cuales no fueron significativamente diferentes de $4.7 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ estimadas por el Índice de Nitrógeno ($P < 0.70$). Sin embargo las estimaciones de $5.3 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ fueron significativamente mayores en comparación con el uso del factor del 1% con $2 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ lo que sugiere una subestimación del 50% en las emisiones de N_2O . Esta subestimación es muy importante porque las emisiones del sector agrícola son la segunda causa de emisiones nacionales y podrían ser mayores.

En general, a lo largo de las diferentes Comunicaciones se han expresado vacíos de conocimiento y necesidades que deben atenderse con el fin de reducir la incertidumbre de los cálculos. Entre estas necesidades se incluyen:

- La formación de redes de investigación y que cada vez las investigaciones sean más multidisciplinarias.
- La construcción de bases de datos y mejoras en las estadísticas y de los portales de información.
- Fortalecer el área de investigación para el uso de modelos y escenarios regionales y locales.

- Comenzar a llenar vacíos de información que fueron detectados mediante ejercicios de diagnóstico como la observación y formación de escenarios, impactos, vulnerabilidad y adaptación, mitigación y estudios jurídicos.
- Se debe seguir trabajando en la generación de factores de emisión propios. Urge también una comunicación más articulada entre investigadores y tomadores de decisiones para incorporar el conocimiento científico en los inventarios.
- Cabe señalar el gran esfuerzo realizado para aumentar la eficiencia en la recopilación y el procesamiento de la información con el objetivo de realizar los Informes Bienales. Parte de las mejoras incluye la creación de una plataforma para conjuntar bases de datos para el desarrollo de los inventarios.

Estudios de Emisiones de GEI del Sector Agrícola

Se encontraron 69 trabajos considerando artículos arbitrados por pares y literatura gris. De estos 46 fueron estudios de mediciones directas realizadas en campo y laboratorio, 10 fueron estudios donde utilizaron algún enfoque de modelación y 10 fueron estudios enfocados en la realización de inventarios.

Inventarios. Además de los inventarios nacionales reportados en las Comunicaciones Nacionales existen ejemplos de inventarios estatales de emisiones de GEI en el sector agricultura, reportados en publicaciones arbitradas por pares. Tal es el caso del primer inventario de GEI para Morelos (Quiroz-Castañeda *et al.*, 2013) en el cual se reporta que la agricultura es la cuarta causa de emisiones de GEI. Se han reportado también esfuerzos similares en el caso del Estado de Puebla en

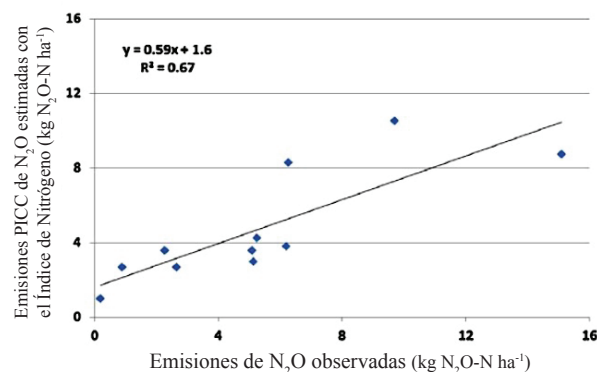
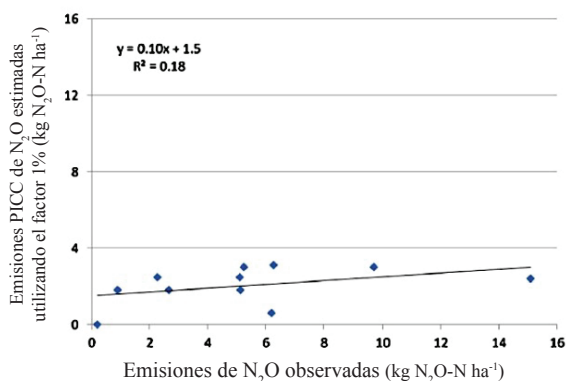


Figura 2. Cálculo de las emisiones de N_2O derivadas de suelos agrícolas fertilizados utilizando el factor de 1% propuesto por el IPCC y comparado con el uso del Índice de Nitrógeno. Tomado de Saynes *et al.* (2014).

donde se estimaron emisiones de N_2O en 14 municipios de Puebla (Saldaña-Munive *et al.*, 2015). En el Estado de México se utilizó un modelo de emisión - captura de gases de efecto invernadero (Valdez *et al.*, 2015) para calcular las emisiones de N_2O y CH_4 de la fermentación entérica y residuos agrícolas. Hay otros esfuerzos realizados en Baja California, y otras regiones del norte de México.

Otros estudios utilizaron imágenes de satélite y modelos para la estimación de la emisión de GEI, y del efecto de las prácticas de manejo en las emisiones de GEI. Algunos ejemplos son el Análisis de Ciclo de Vida para discretizar los procesos de producción y las emisiones de GEI derivadas de los mismos, en este caso para cultivos del Estado de Sonora (Yépez *et al.*, 2014). Lozada *et al.* (2010) utilizaron el modelo Long Range Energy Alternative Planning System (LEAP) para estimar las emisiones de cultivos destinados a la producción de biocombustibles. Otras investigaciones han utilizado modelos como el NLOSS (Christensen *et al.*, 2006) y el Índice de Nitrógeno (Saynes *et al.*, 2014) para estimar la circulación de nitrógeno en los sistemas agrícolas y las emisiones derivadas del uso de fertilizantes. Ahrens *et al.* (2010) utilizaron el Water and Nitrogen Management Model para determinar las mejores prácticas de manejo que permitieran identificar el mejor momento y dosis de fertilizante nitrogenado que redujera costos y emisiones de GEI pero incrementara el rendimiento de los cultivos.

Estudios de mediciones directas en campo y en laboratorio. Las investigaciones reportadas en publicaciones arbitradas por pares abordan el monitoreo y medición de GEI con diferentes objetivos. Hay estudios que investigan aspectos básicos del ciclo del N y las emisiones de N_2O (Panek *et al.*, 2000; González-Méndez, 2007; Ramírez-Villanueva, 2012). Se han documentado los efectos del establecimiento de diferentes tipos de manejo como la labranza tradicional en comparación con la labranza de conservación. Dendooven *et al.* (2012a; 2012b) encontraron que los diferentes tipos de labranza tuvieron pocos efectos en las emisiones de GEI, pero tuvieron efectos significativos en el almacenamiento de carbono en los suelos. En contraste, Patiño-Zúñiga *et al.* (2009) reportaron reducción de emisiones de GEI en sistemas con labranza reducida como las camas permanentes en comparación con el establecimiento de camas tradicionales lo que incrementa las emisiones de GEI. Otros estudios han

documentado que la adición de ciertos residuos como el biocarbono puede reducir las emisiones de N_2O en sistemas cultivados (Aguilar-Chávez *et al.*, 2012) y los efectos de la adición de residuos de *Jatropha* (Ruíz-Valdiviezo *et al.*, 2010).

También se han documentado los efectos de la adición de diferentes tipos de fertilizantes (Angoa *et al.*, 2014; Mora-Ravelo *et al.*, 2005; Trujillo-Tapia *et al.*, 2008; Grajeda-Cabrera *et al.*, 2011; Serrano-Silva *et al.*, 2011) y han encontrado que las emisiones de N_2O y de CO_2 incrementaron en los suelos adicionados con fertilizantes orgánicos en comparación con los fertilizantes sintéticos como la urea (Fernández-Luqueño *et al.*, 2009). También se ha documentado que la adición de aguas residuales a los suelos puede incrementar las emisiones de GEI (Fernández-Luqueño *et al.*, 2010; Díaz-Rojas *et al.*, 2014). Por otro lado, Astier *et al.* (2014) han documentado que no encontraron diferencias significativas en las emisiones de GEI cuando se comparó la agricultura orgánica con la agricultura convencional en cultivos de aguacate. También se han estudiado las emisiones de N_2O de cultivos y la transferencia de N desde los cultivos hacia el mar (Ahrens *et al.*, 2008), y en el agua superficial (Flores-López *et al.*, 2012). Otros estudios se enfocaron en investigar los factores que contribuyen a mejorar la eficiencia en el uso del N y reducir emisiones de N_2O (Ahrens *et al.*, 2010).

También se ha estudiado el efecto de la cobertura vegetal (Saldaña-Munive *et al.*, 2014) y hay varias investigaciones en suelos de chinampas (Márquez-Rentería, 2009; Ikkonen *et al.*, 2012; Ortíz-Cornejo *et al.*, 2015).

CONCLUSIONES

- De acuerdo con las estimaciones más actuales las actividades agropecuarias son la segunda causa de generación de emisiones de GEI con una contribución del 12% a las emisiones nacionales. Dentro de esta categoría la mayor parte de las emisiones se generan por el manejo del estiércol y por el uso de fertilizantes en los suelos agrícolas. Las implicaciones del incremento en las emisiones de GEI en el sector agrícola son importantes en términos de contribución al calentamiento global pero también en términos de potencial de mitigación. Las emisiones de GEI derivadas del manejo del estiércol y del uso de

fertilizantes en suelos agrícolas son de CH₄ y N₂O. Es imperativa la planeación y ejecución de políticas públicas para reducir las emisiones de estos gases ya que están dentro de los llamados gases “no-CO₂” con un poder de calentamiento que en el caso del CH₄ es 28 veces mayor comparado con el CO₂ y 265 veces mayor en el caso del N₂O. Además de su poder de calentamiento una vez que estos gases son emitidos se quedan en la atmósfera de 9 a 15 años en el caso del CH₄ y 120 años en el caso del N₂O. El sector agropecuario tiene un gran potencial de mitigación de estos gases GEI si se implementan buenas prácticas de manejo.

- Aunque el CO₂ no tiene una participación importante en términos de emisiones ya que representa el 0.5% de las emisiones de la categoría agricultura, esta pérdida de carbono en forma de CO₂ si puede tener efectos significativos en la fertilidad y productividad de los suelos agrícolas,

- El incremento de estas emisiones del sector agrícola no significa necesariamente una reactivación de este sector, ni un incremento en la seguridad alimentaria ya que se siguen importando granos básicos. Es un indicador del incremento en la actividad ganadera y del manejo intensivo no sostenible de los suelos agrícolas y del estiércol.

- Los esfuerzos de mitigación del sector agropecuario deberían orientarse a la reducción de emisiones de la actividad ganadera, el manejo de los suelos agrícolas y del estiércol.

- En los inventarios de GEI se ha manifestado la falta de estudios científicos para mejorar los factores de emisión de fuentes clave. En la revisión realizada se encontró que si hay información. Sin embargo se encuentra dispersa y falta realizar trabajos de síntesis y recopilación permanente. Esto permitiría mejorar los factores de emisión y la reducción paulatina de la incertidumbre en las estimaciones. La síntesis y generación de información sobre todo de mediciones directas en el campo permitiría también la calibración de modelos para una mejor estimación de las emisiones del campo mexicano.

LITERATURA CITADA

Aguilar-Chávez, A., M. Díaz-Rojas., M. R. Cárdenas-Aquino, L. Dendooven, and M. Luna-Guido. 2012. Greenhouse gas emissions from a wastewater sludge-amended soil cultivated with wheat (*Triticum* spp. L.) as affected by different application rates of charcoal. *Soil Biol. Biochem.* 52: 90-95.

- Ahrens, T. D., D. B. Lobell, J. I. Ortiz-Monasterio, Y. Li, and P. A. Matson. 2010. Narrowing the agronomic yield gap with improved nitrogen use efficiency: a modeling approach. *Ecol. App.* 20: 91-100.
- Ahrens, T. D., J. M. Beman, J. A. Harrison, P. K. Jewett, and P. A. Matson. 2008. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resour. Res.* 44: 1-13.
- Angoa-Pérez, M. V., J. Gonzalez-Castañeda, J. T. Frías-Hernández, O. Franco-Hernández, O. Van Cleemput, L. Dendooven, and V. Olalde. 2014. Trace gas emissions from soil of the central highlands of Mexico as affected by natural vegetation: A laboratory study. *Biol. Fertil. Soils.* 40: 252-259.
- Astier, M., Y. Merlin-Urbe, L. Villamil-Echeverri, A. Garciarreal, M. E. Gavito, and O. R. Masera. 2014. Energy balance and greenhouse gas emissions in organic and conventional avocado orchards in Mexico. *Ecol. Indic.* 43:281-287.
- Baumert, K., T. Herzog, and J. Pershing. 2005. Navigating the Numbers. *Greenhouse Gas Data and International Climate Policy.* World Resources Institute. USA.
- Beman, J. M., K. R. Arrigo, and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434: 211-214.
- Bousquet, P., P. Ciais, J. B. Miller, E. J. Dlugokencky, D. A. Hauglustaine, C. Prigent, G. R. Van der Werf, P. Peylin, E. G. Brunke, C. Carouge, R. L. Langenfelds, J. Lathière, F. Papa, M. Ramonet, M. Schmidt, L. P. Steele, S. C. Tyler, and J. White. 2006. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability. *Nature* 443, 439-443.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.
- Christensen, L., W. J. Riley, and I. Ortiz-Monasterio. 2006. Nitrogen cycling in an irrigated wheat system in Sonora, Mexico: measurements and modeling. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 75: 175-186.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010, Informe Nacional México. FAO. Roma.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martinez, G. Guerrero, and C. Balbontin. 2010a. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *For. Ecol. Manage.* 260: 1689-1701.
- Delgado, J. and R. F. Follet. 2010. Advances in nitrogen management for water quality. *Soil and water conservation society.* Ankeny, IA, USA.
- Dendooven, L., L. Patiño-Zúñiga, N. Verhulst, M. Luna-Guido, R. Marsch, and B. Govaerts. 2012a. Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *Agr. Ecosyst. Environ.* 152: 50-58.
- Dendooven, L., V. F. Gutiérrez-Oliva, L. Patiño-Zúñiga, D. A. Ramírez-Villanueva, N. Verhulst, M. Luna-Guido, R. Marsch, J. Montes-Molina, F. A. Gutiérrez-Miceli, S. Vásquez-Murrieta, and B. Govaerts. 2012b. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional

- cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Sci. Total Environ.* 431: 237-244.
- Denman, K. L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P. M. Cox, R. E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S. Ramachandran, P. L. da Silva Dias, S. C. Wofsy, and X. Zhang. 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. pp. 499-587. *In*: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, and H. L. Miller (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Díaz-Rojas, M., A. Aguilar-Chávez, M. R. Cárdenas-Aquino, V. M. Ruíz-Valdiviezo, E. Hernández-Valdez, M. Luna-Guido, V. Olalde-Portugal, and L. Dendooven. 2014. Effects of wastewater sludge, urea and charcoal on greenhouse gas emissions in pots planted with wheat. *App. Soil Ecol.* 73:19-25.
- FAOSTAT (The Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database). 2014. <http://faostat3.fao.org/home/E>. 2014. (Consulta: junio 10, 2015).
- Field, C. B. and M. R. Raupach. 2004. The global carbon cycle. Integrating humans, climate, and the natural world. Island Press. Washington, DC, USA.
- Erisman, J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont, and W. Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geosci.* 1: 636-639.
- Fernández-Luqueño, F., V. Reyes-Varela, C. Martínez-Suárez, E. E. Reynoso-Keller, J. Méndez-Bautista, E. Ruíz-Romero, F. López-Valdez, M. L. Luna-Guido, and L. Dendooven. 2009. Emissions of CO₂ and N₂O from soil cultivated with common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) fertilized with different N sources. *Sci. Total Environ.* 407: 4289-4296.
- Fernández-Luqueño, F., V. Reyes-Varela, F. Cervantes-Santiago, C. Gómez-Juárez, A. Santillán-Arias, and L. Dendooven. 2010. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays* L.) cultivation. *Plant Soil* 331: 203-215.
- Flores-López, H. E., C. Mora-Orozco, Á. A. Chávez-Durán, J. A. Ruiz-Corral, H. Ramírez-Vega, and V. O. Fuentes Hernández. 2012. Nonpoint pollution caused by the agriculture and livestock activities on surface water in the highlands of Jalisco, Mexico. *In*: V. Abrol y P. Sharma. (eds.). *Agricultural and biological sciences: Resource management for sustainable agriculture.* DOI: 10.5772/51203. Available from: <http://www.intechopen.com/books/resource-management-for-sustainable-agriculture/nonpoint-pollution-caused-by-the-agriculture-and-livestock-activities-on-surface-water-in-the-highla>.
- Flückiger, J. T. Blunier, B. Stauffer, J. Chappellaz, R. Spahni, K. Kawamura, J. Schwander, T. F. Stocker, and D. Dahl-Jensen. 2004. N₂O and CH₄ variations during the last glacial epoch: insight into global processes. *Glob. Biochem. Cycles* 18.
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockström, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman, and D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. 2011. *Nature* 478: 337-342.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. H. Howarth, E. B. Cowling, and B. J. Cosby 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53: 341-356.
- Gleick, P. H., H. Cooley, and M. Morikawa. 2010. The world's water 2008-2009: The biennial report on freshwater resources. Island Press. Washington, DC, USA.
- Ikkonen, E., N. E. García-Calderón, E. Stephan-Otto, and A. Martínez-Arroyo. 2012. Gas diffusivity in chinampas soils in Mexico City. *Span. J. Soil Sci.* 2: 13-19.
- INE-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INE/SEMARNAT, México, D. F.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Core Writing Team, R. K. Pachauri, and A. Reisinger (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 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. Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Lal, R. 1999. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Prog. Env. Sci.* 1: 307-326.
- Lal, R. 2003. Offsetting global CO₂ emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. *Land Degrad. Develop.* 14: 309-322.
- Lal, R. 2004. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 70: 103-116.
- Lozada, I., J. Islas, and G. Grande. 2010. Environmental and economic feasibility of palm oil biodiesel in the Mexican transportation sector. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 14: 486-492.
- Montzka, S. A., E. J. Dlugokencky, and J. H. Butler. 2011. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* 476: 43-50.
- Mora-Ravelo, S. G., M. Sandoval-Villa, F. Gavi-Reyes, and P. Sánchez-García. 2005. Emisión de N₂O con fertilización nitrogenada en fertirriego y fertilización convencional. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 21: 2329.
- 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. Maguire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- Panek, J. A., P. A. Matson, I. Ortíz-Monasterio, and P. Brooks. 2000. Distinguishing nitrification and denitrification sources of N₂O in a Mexican wheat system using ¹⁵N. *Ecol. App.* 10: 506-514.
- Patiño-Zúñiga, L., J. A. Ceja-Navarro, B. Govaerts, M. Luna-Guido, K. D. Sayre, and L. Dendooven. 2009. The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant Soil.* 314: 231-241.

- Paustian, K., C. V. Cole, D. Sauerbeck, and N. Sampson. 1998. CO₂ mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change* 40: 135-162.
- Paustian, K., J. Six, E. T. Elliott, and H. W. Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- Paz, F. 2015. Servicios ambientales integrales del bosque: carbono, agua y biodiversidad – más allá de REDD+. pp. 173-197. *In*: A. A. Villavicencio (ed.). Los pagos por servicios ambientales: Intercambio de experiencias de la Red Iberoamericana de PSA. El Colegio de Michoacán. Zamora, Michoacán.
- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Pill. Trans. R. Soc. B.* 365: 2959-2971.
- Quiroz-Castañeda, R. E., E. Sánchez-Salinas, M. L. Castrejón-Godínez, and M. L. Ortiz-Hernández. 2013. Greenhouse gas emissions in the state of Morelos, Mexico: A first approximation for establishing mitigation strategies. *J. Air Waste Manage.* 63: 1298-1312.
- Robertson, P. 2004. Abatement of nitrous oxide, methane, and other non-CO₂ greenhouse gases: The need for a system approach. pp. 493-506. *In*: C. R. Field and M. R. Raupach. (eds.). The Global Carbon Cycle Integrating Humans, Climate, and the Nature World. Scope 62. Island Press. Washington, DC, USA.
- Ruiz-Valdiviezo, V. M., M. Luna-Guido, A. Galzy, F. A. Gutiérrez-Miceli, and L. Dendooven. 2010. Greenhouse gas emissions and C and N mineralization in soils of Chiapas (México) amended with leaves of *Jatropha curcas* L. *Appl. Soil Ecol.* 46: 17-25.
- Saldaña-Munive, J. A., L. G. Ruiz-Suárez y J. A. Ticante-Roldán. 2014. Emisiones de óxido nitroso en suelos con diferente cobertura vegetal en Coatzacoalcos, Ver., México. *Rev. Iberoame. Cienc.* 2334-2501.
- Saldaña-Munive, J. A., A. Lozada-Carrera, M. A. Valera-Pérez y E. M. Otazo-Sánchez. 2015. Emisiones de N₂O estimadas mediante la evaluación rápida de fuentes de contaminación ambiental. *Rev. Iberoame. Cienc.* 2: 79-94.
- Sauerbeck, D. R. 2001. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture—perspectives and limitations. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60: 253-266.
- Saynes, V., J. A. Delgado, C. Tebbe, J. D. Etchevers, D. Lapidus, and A. Otero-Araiz. 2014. Use of the new nitrogen index tier zero to assess the effects of nitrogen fertilizer on N₂O emissions from cropping systems in Mexico. *Ecol. Eng.* 73: 778-785.
- Serrano-Silva, N., M. Luna-Guido, F. Fernández-Luqueño, R. Marsch, and L. Dendooven. 2011. Emission of greenhouse gases from an agricultural soil amended with urea: A laboratory study. *Appl. Soil Ecol.* 47: 92-97.
- SIAP (Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). Atlas agroalimentario 2014. SIAP/SAGARPA. México, D. F.
- Six, J., E. T. Elliott, and K. Paustian. 1999. Aggregate and Soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.
- Six J, E. T. Elliott, and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32: 2099-2103.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.
- Snyder, C. S., T. W. Bruulsema, T. L. Jensen, and P. E. Fixen. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133: 247-266.
- Sutton, M. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472: 159-161.
- Trujillo-Tapia, N., C. Cruz-Mondragón, M. S. Vásquez-Murrieta, O. Van-Cleemput, and L. Dendooven. 2008. Inorganic N dynamics and N₂O production from tannery effluents irrigated soil under different water regimes and fertilizer application rates: A laboratory study. *Appl. Soil Ecol.* 38: 279-288.
- Weathers, K. C., D. L. Strayer, and G. E. Likens. 2013. Fundamentals of ecosystem science. Elsevier. San Diego, CA, USA.
- West, T. O., G. Marland, A. W. King, W. M. Post, A. K. Jain, and K. Andrasko. 2004. Carbon management response curves: estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environ. Manage.* 33: 507-518.

CARBONO EDÁFICO EN CHIAPAS: PLANTEAMIENTO DE POLÍTICAS PÚBLICAS DE MITIGACIÓN DE EMISIONES

Soil Carbon in Chiapas: Emissions Mitigation Public Policies Approaches

Sara Covaleda^{1‡}, Fernando Paz^{1,2} y Alejandro Ranero¹

¹ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Ejército Nacional 31, Colonia Guadalupe. 29220 San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

[‡] Autora responsable (scovaleda@gmail.com).

² GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México, México.

RESUMEN

Ante los retos que plantea la mitigación del cambio climático en el sector AFOLU (agricultura, forestería y otros usos del suelo), es necesario plantear actividades que, a la vez que disminuyan las emisiones de CO₂ a la atmósfera tengan un impacto socio-económico positivo. En Chiapas, el 76% de las emisiones de gases de efecto invernadero están ligadas a las actividades que realizan los productores rurales, por lo cual es fundamental que los tomadores de decisiones cuenten con herramientas sencillas de planeación que les permitan desarrollar actividades y programas de política pública encaminados a contribuir en la resolución de esta problemática. Por otra parte, en el estado, aproximadamente la mitad de las emisiones provienen de los suelos. En este trabajo, mediante análisis cartográfico, se identificaron las principales dinámicas de cambio de uso del suelo en Chiapas entre 2007 y 2011 a nivel regional, las cuales fueron: deforestación de bosques secundarios templados para establecer parcelas agrícolas de subsistencia (milpa) en los Altos, deforestación de vegetación secundaria de selva alta perennifolia por ganadería extensiva en La Selva y degradación forestal de bosques de pino encino en la Sierra Madre. Utilizando modelos de dinámica de uso del suelo asociado a carbono para distintas regiones de Chiapas, se analizaron sus impactos sobre el carbono edáfico y sus costos de oportunidad para los productores. Además utilizando estos mismos modelos se propusieron actividades de política pública con impactos positivos sobre el almacén de carbono edáfico y sobre indicadores socio-económicos. Los sistemas propuestos como alternativa sustentable fueron: la labranza de conservación y el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales), en los Altos, sistemas silvopastoriles en la Selva y protección de bosques

secundarios, bosques con plan de manejo forestal y plantaciones forestales en la Sierra.

Palabras clave: deforestación; degradación forestal; modelo; actividades REDD+; carbono orgánico del suelo.

SUMMARY

Regarding the challenges that face climate change mitigation for the AFOLU sector (Agriculture, Forestry and Other Land Uses), it is necessary to propose activities which, while reducing CO₂ emissions to the atmosphere have a positive socio-economic impact. In Chiapas, 76% of GHG (greenhouse gases) emissions are linked to the activities undertaken by farmers in rural areas and therefore it is essential that decision makers can use simple tools that allow them to develop policy programs and identify activities that are able to resolve the problems. On the other hand, about half of the GHG emissions in Chiapas come from the soil. In this paper the main land use change dynamics in Chiapas for the period 2007-2011 were identified at the regional level using maps, and were: deforestation of temperate secondary forest for subsistence agriculture plots (milpa) in the Highlands of Chiapas, deforestation of secondary vegetation of tropical evergreen rain-forest for cattle ranching La Selva and degradation of pine-oak forests in the Sierra Madre. Using regional land use change dynamic models associated with vegetation/land uses carbon stocks, impacts of land-use change dynamic, on edaphic carbon and opportunity costs were assessed. Moreover, using these same models public policy activities with positive impacts on edaphic carbon and socio-economic indicators were identified. Sustainable land use activities proposed were: conservation tillage and MIAF (maíz interspersed with fruit trees) for the

Como citar este artículo:

Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. Terra Latinoamericana 34: 97-112.

Recibido: noviembre de 2015. Aceptado: enero de 2016.

Publicado en Terra Latinoamericana 34: 97-112.

Highlands of Chiapas, silvopastoral systems for La Selva region and secondary forest protection, forest management and commercial plantation of forest species for La Sierra.

Index words: *deforestation; forest degradation; models; REDD+ activities; soil organic carbon.*

INTRODUCCIÓN

El estado de Chiapas, situado en el sur de México es predominantemente agrícola. La población rural es alrededor del 51% (INEGI, 2010a) del total. Sin embargo, las actividades que se desarrollan en el medio rural suponen únicamente el 7% del PIB (INEGI, 2015), lo cual se debe a que, de manera general, la agricultura está poco tecnificada y en amplias regiones tiene fines principalmente de subsistencia.

Los diferentes tipos de productores en el medio rural tratan de cumplir sus objetivos internos (asegurarse alimento, disponer de efectivo, tener ahorros, proveerse de energía y seguridad social) al implementar diferentes sistemas de producción, los cuales, en ocasiones se relacionan con dinámicas de cambio de uso del suelo. Según Kragten *et al.* (2001)¹ los elementos básicos en los cuales los productores basan sus decisiones para alcanzar estos objetivos son las opciones y restricciones con las que se enfrentan, las cuales se dan a dos niveles: a) en el hogar, en relación a su posición y acceso a bienes y recursos y b) fuera del hogar, en relación a las condiciones del medio ambiente externo, donde juegan un papel preponderante las políticas públicas.

El medio rural en el estado, por tanto, no es un ambiente estático, su dinamismo se refleja en el cambio de uso del suelo que es una actividad frecuente y se relaciona con la pérdida y disminución de la cobertura forestal. Según Vaca *et al.* (2012) en el estado se perdieron 2027 km² en el periodo 1990-2007, lo que equivale al 5.4% de la superficie inicial de bosques. Por otra parte, la degradación forestal definida como el paso de bosques conservados (cobertura > 30%) a bosques degradados (cobertura entre 10-30%), ascendió a 7693 km² durante el periodo 1990-2009, de acuerdo con Paz *et al.* (2010)².

Como consecuencia de este dinamismo, según el IEGET (Inventario Estatal de Gases de Efecto Invernadero), para el año 2005 el sector USCUSyS (Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura)

contribuyó con el 57% de las emisiones totales de GEI (gases de efecto invernadero; 28 161.08 Gg CO₂e), siendo la principal fuente de emisiones, seguido del sector agropecuario, con el 19%. En conjunto, las actividades desarrolladas en el sector rural suponen un 76% del total de emisiones, correspondiendo el 24% restante a los sectores de energía, residuos y procesos industriales (PACCCCH, 2012). La tendencia actual las emisiones del sector agrícola indica que se incrementarán en los próximos años a una tasa del 25-35 % anual (Jiménez *et al.*, 2010)³. Estos datos nos dan una idea de la importancia de la planeación de estrategias encaminadas a establecer economías bajas en carbono en el sector rural chiapaneco.

La deforestación implica emisiones considerables de CO₂ producto de la combustión y descomposición de la biomasa vegetal, así como de la pérdida de carbono orgánico de los suelos (COS). En Chiapas, las emisiones procedentes del suelo son más o menos similares a las de la biomasa viva, aunque la tasa de recuperación de éstos es muy lenta en comparación con la regeneración de la biomasa viva en la vegetación (de Jong *et al.* (2000), citados por Covalada *et al.*, 2013).

De acuerdo a la discusión previa, este trabajo está orientado a mostrar cuales han sido los principales procesos de cambio de uso del suelo en el estado de Chiapas, sus impactos en cuanto al carbono edáfico y los efectos sobre algunas variables e indicadores socio-económicos. Además, se presentan propuestas de políticas públicas encaminadas a conservar o incrementar el carbono en los suelos junto con los impactos socio-económicos asociados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio abarca todo el estado de Chiapas, el cual posee una extensión de 73 311 km² y está cubierto por bosques y selvas en aproximadamente un 50%, según la Serie V (año base 2011) del mapa de Uso del Suelo y Vegetación de INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática).

La regionalización ecológico-fisiográfica del estado para entender los procesos de cambio de uso del suelo regionales en Chiapas basada en varias clasificaciones (ecorregiones tipo 1, regiones fisiográficas, regiones económicas y regiones culturales), la cual fue

¹ Kragten, M., T. P. Tomich, S. Vostl and J. Gockowki. 2001. Evaluating land use systems from a socio-economic perspective. ASB Lecture Note 8. International Centre for Research in Agroforestry, Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia.

² Paz, F., M. I. Marín, E. R. Medrano, F. Ibarra y F. Pascual, 2010. Elaboración de mapas multitemporales de bosque, a partir de imágenes LANDSAT, TM y ETM+ y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. Informe técnico preparado para el PACCCCH, Conservación Internacional México A.C.

³ Jiménez, G., E. Marinidou, A. González, B. de Jong, S. Ochoa y M. Olguín. 2010. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de gases de efecto invernadero provenientes de los subsectores Agricultura y Ganadería, del sector Agricultura, Ganadería, Silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU 1.2). Informe técnico preparado para Conservation International México A.C. Tuxtla-Gutiérrez, México.

modificada para adaptarse a los límites municipales fue propuesta por Paz *et al.* (2012)⁴. Esta regionalización fue utilizada como base para generar modelos de dinámica de carbono (Figura 1)

Análisis del Cambio de Uso del Suelo

El análisis del cambio de uso del suelo en Chiapas se realizó con la información reportada en las dos últimas series del Mapa de Uso del Suelo y Vegetación (USV; escala 1:250 000) del INEGI: Serie IV con año base 2007 (INEGI, 2010b) y Serie V con año base 2011 (INEGI, 2013). Esta misma información (Mapa USV de INEGI) ha sido empleada en la propuesta del nivel de referencia nacional de emisiones forestales (CONAFOR, 2015).

Las categorías de vegetación y uso del suelo utilizadas en las series de este mapa fueron agrupadas y reclasificadas en seis clases generales (Figura 2), con el fin de evaluar la deforestación y degradación forestal en el estado: a) Bosque: incluye todas las clases de bosques y selvas en estado primario; b) Bosque degradado: incluye todas las clases de bosques y selvas en estado de sucesión secundaria (estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo); c) No bosque 1: incluye todas las clases de agricultura; d) No bosque 2: incluye todas las clases de pastizal; e) No bosque 3: asentamientos humanos, zonas urbanas, áreas desprovistas de vegetación y áreas sin vegetación aparente.; f) Otra vegetación: incluye aquellas clases de vegetación que no corresponden a

bosques ni selvas. Los datos de superficie de cambio de uso del suelo se obtuvieron tras el traslape de la información de las series de INEGI (Figura 2). Las clases de cambio analizadas fueron: a) Deforestación por agricultura: cambio de las categorías de Bosque y Bosque degradado a No bosque 1; b) Deforestación por ganadería: cambio de las categorías de Bosque y Bosque degradado a No bosque 2 y c) Degradación forestal: cambio de la categoría de Bosque a Bosque degradado.

Modelos de Dinámica de Cambio de Uso del Suelo en Chiapas

En el estado de Chiapas se desarrollaron modelos de dinámica de uso del suelo asociados a carbono, tomando la base conceptual de los modelos de estados y transiciones (Westoby *et al.*, 1989). Los almacenes de carbono considerados fueron la biomasa aérea y el carbono orgánico del suelo (hasta 30 cm de profundidad).

Los modelos de estados y transiciones (METs) se componen de tres elementos básicos: los estados, las transiciones y los umbrales. Cada estado representa un tipo de vegetación/estado sucesional/uso del suelo característico en el área de estudio (denominaciones locales de los usos del suelo), expresado por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Las transiciones, por su parte, se refieren a trayectorias de cambio, que tienen su origen en

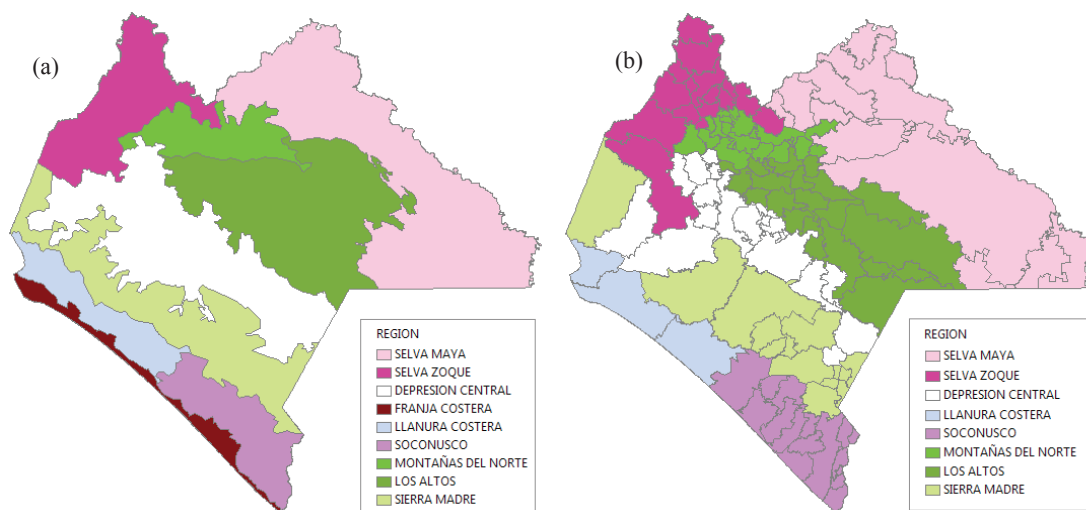


Figura 1. Regionalización propuesta de Chiapas: ecológica-fisiográfica y su modificación municipal. Análisis del cambio de uso del suelo en Chiapas.

⁴ Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marin, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012. Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Programa Mexicano del Carbono y Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Informe técnico preparado para Conservation International México AC. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

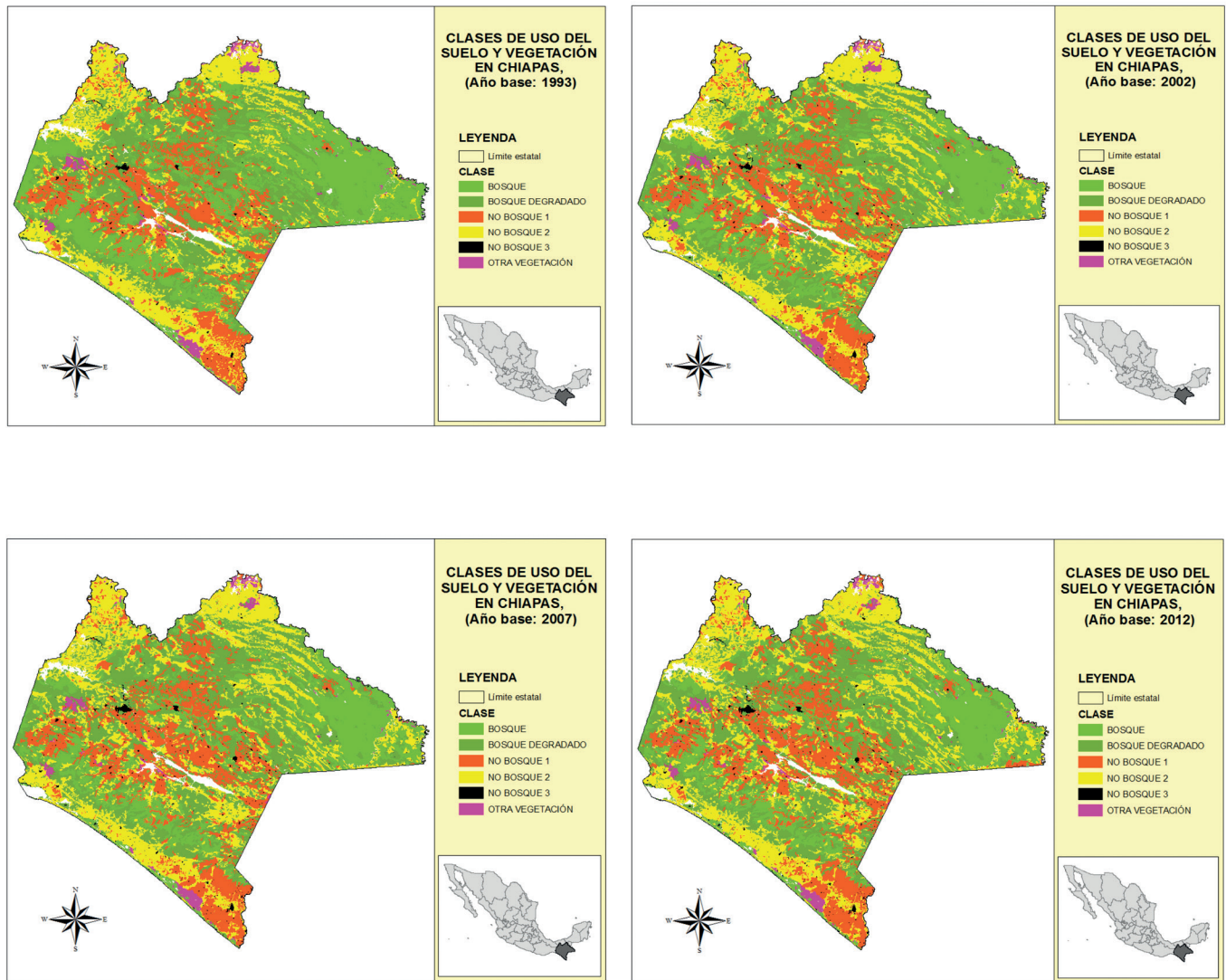


Figura 2. Mapa con las categorías de INEGI agrupadas y cambio de uso del suelo entre 2007 y 2011.

perturbaciones naturales o antrópicas (acciones de manejo) con capacidad para degradar la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio en el estado. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, cuando se cruza un umbral. Por último, los umbrales señalan puntos en el espacio y tiempo que indican que se ha sobrepasado la capacidad de “auto-reparación” y, en ausencia de restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral.

Los METs se desarrollaron con el objetivo de servir como herramientas sencillas de planeación que permitan conocer los impactos que tiene sobre los servicios ecosistémicos (SE) y variables socio-económicas, el pasar de un estado inicial “A” a otro “B”. La transición entre estados, por tanto, en el caso

del carbono, suponen el mejoramiento o no de los almacenes de carbono del sistema y, además, permiten evaluar los costos e impactos socio-económicos asociados al paso de un estado a otro (Figura 3).

Los procesos de generación y parametrización de los METs para Chiapas se encuentran documentados en algunas publicaciones (Paz, 2009, datos inéditos; Covalada, 2010⁵; Covalada *et al.*, 2012a y b; Paz *et al.*, 2012⁴), donde se detallan los procesos de generación y parametrización.

En Chiapas se elaboraron ocho METs regionales, además de un MET genérico simplificado (Figura 4). La primera versión de estos modelos fue desarrollada por Paz (2009) datos inéditos y Covalada (2010)⁵ y una segunda versión fue presentada en Paz *et al.* (2012)⁴. En este último caso, los modelos se enfocaron a

⁵ Covalada, 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. San Cristóbal de las Casas, México.

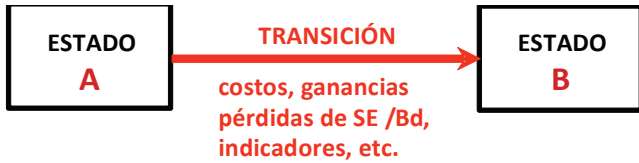


Figura 3. Transición entre estados. SE: servicios ecosistémicos, Bd:biodiversidad.

la generación de escenarios de mitigación potenciales asociados a la implementación de actividades REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal, incremento de los almacenes de carbono, conservación y manejo forestal sustentable) y RETUS (reducción de emisiones en todos los usos del suelo).

Los estados identificados en el MET genérico construido para Chiapas contienen cada uno información de los almacenes de carbono de la biomasa aérea y suelo. Considerando la información disponible en cuanto a los contenidos de carbono en los ecosistemas identificados, se asignaron valores promedio de carbono a cada almacén de cada estado, como se presenta en el Cuadro 1. Dada la variabilidad intrínseca del carbono contenido en algunos ecosistemas y, también, a la escasez de datos disponibles para otros, las desviaciones estándar en ocasiones resultaron altas.

Cuadro 1. Carbono en los almacenes de biomasa aérea y suelo. Fuente: Covaleda et al. (2012a).

Estado [†]	Biomasa	Desviación estándar	Suelo	Desviación estándar
----- Mg C ha ⁻¹ -----				
BR	137.20	51.00	179.40	101.90
Bd	87.30	33.10	134.00	65.90
BM	77.60	29.50	125.10	58.80
A	51.70	12.50	109.80	13.60
AT	4.70	3.30	75.20	21.46
AP	2.03	2.30	47.60	24.90
P	3.22	2.80	84.00	26.20
SA	14.30	1.90	89.50	19.00
PFo	50.50	19.80	76.20	20.10
C	37.9	15.30	89.00	30.20
UH	0.00	0.00	54.50	2.80

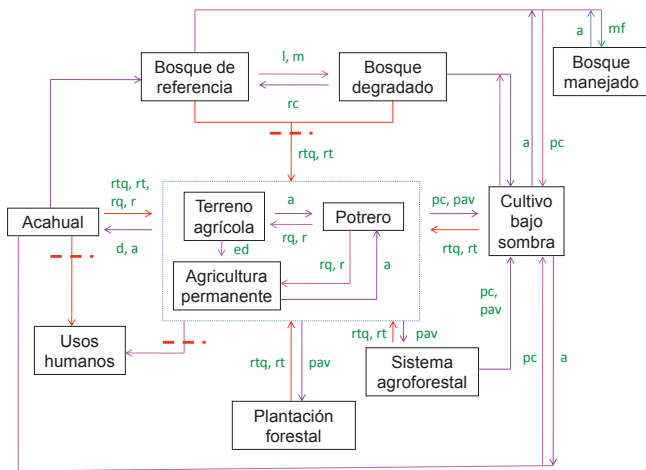
[†] BR = bosque de referencia; Bd = bosque degradado; BM = bosque manejado; A = acahual; AT = terreno agrícola (agricultura itinerante); AP = agricultura permanente; P = potrero; SA = sistema agroforestal; PFo = plantación forestal (*Pinus* spp.); C = cafetal; UH = usos humanos.

Posteriormente se utilizó una matriz para calcular los cambios en los contenidos de carbono de la biomasa aérea y el suelo a consecuencia de la transición de un estado a otro. Puesto que no todas las transiciones entre estados son posibles, se señalaron en rosa las transiciones prohibidas. En el Cuadro 2 se presenta la matriz elaborada para la biomasa aérea, esta matriz indica, por ejemplo, que si se corta el bosque de referencia para transformarlo en un terreno agrícola se perderían 132.5 Mg C ha⁻¹ en la biomasa aérea. En el Cuadro 2 los valores positivos señalan ganancias de carbono y los valores negativos pérdidas.

Para llevar a cabo el cálculo de las tasas de cambio anual entre almacenes primero se determinaron los tiempos de paso de un estado a otro (en años) y después, operando las matrices de los Cuadros 2 y 3 se obtuvo la tasa de cambio anual.

Los tiempos de paso para la biomasa aérea se presentan en el Cuadro 3 y el Cuadro 4 permite saber cuál va a ser la pérdida o ganancia media anual de carbono durante la transición de un estado a otro.



El Cuadro 3 indica, por ejemplo, que un potrero tras ser abandonado, tardará 10 años en convertirse en un acahual arbóreo. Por último, de acuerdo a la matriz del Cuadro 4, por ejemplo, en el caso de un terreno utilizado para la producción agrícola de manera



Estados: Cuadros (tipos de vegetación/usos del suelo); Transiciones (letras verdes): l: extracción de leña; m: extracción de madera; rc: recuperación; mf: manejo forestal; rtq: roza-tumba-quema; rt: roza-tumba; rq: roza-quema; r: roza; a: abandono; d: descanso; ed: eliminación del descanso; pc: plantación de café; pav: plantación de árboles de valor. Dirección de la transición (flechas): rojo: deforestación; rosa: degradación; morado: incremento de los almacenes de carbono; verde: manejo forestal sustentable; azul: conservación. Umbrales: Líneas rojas discontinuas



Figura 4. Modelo de estados y transiciones (MET) genérico para Chiapas. Fuente: adaptado de Covaleda (2010)⁵ y Covaleda et al. (2012a).

Cuadro 2. Matriz de estados y transiciones asociados a cambios en el almacén de biomasa aérea (Mg C ha⁻¹) para el MET de la Figura 4. Fuente: Covalada *et al.* (2012a).



Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	-49.9	-59.6		-132.5	-135.2	-134.0	-122.9	-86.7	-99.3	-137.2
Bd	49.9	0.0	-9.7		-82.6	-85.3	-84.1	-73.0	-36.8	-49.4	-87.3
BM		9.7	0.0		-72.9	-75.6	-74.4	-63.3	-27.1	-39.7	-77.6
A	85.5			0.0	-47.0	-49.7	-48.5	-37.4	-1.2	-13.8	-51.7
AT				47.0	0.0	-2.7	-1.5	9.6	45.8	33.2	-4.7
AP				49.7		0.0	1.2	12.3	48.5	35.9	-2.0
P				48.5	1.5	-1.2	0.0	11.1	47.3	34.7	-3.2
SA				37.4	-9.6	-12.3	-11.1	0.0	36.2	23.6	-14.3
PFo				1.2	-45.8	-48.5	-47.3	-36.2	0.0	-12.6	-50.5
C	99.3	49.4	39.7	13.8	-33.2	-35.9	-34.7	-23.6	12.6	0.0	-37.9
UH				51.7	4.7	2.0	3.2	14.3	50.5	37.9	0.0

Cuadro 3. Matriz de tiempos de paso para la biomasa aérea entre los estados del MET de la Figura 4. Fuente: Covalada *et al.* (2012a).

Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	5.0	5.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
Bd	10.0	0.0	5.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
BM		5.0	0.0		1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
A	20.0			0.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	5.0	1.0
AT				10.0	0.0	1.0	1.0	5.0	20.0	10.0	1.0
AP				10.0		0.0	1.0	5.0	20.0	10.0	1.0
P				10.0	1.0	1.0	0.0	5.0	20.0	10.0	1.0
SA				10.0	1.0	1.0	1.0	0.0	20.0	5.0	1.0
PFo				5.0	1.0	1.0	1.0	5.0	0.0	5.0	1.0
C	20.0	10.0	10.0	5.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	0.0	1.0
UH				10.0	1.0	1.0	1.0	5.0	20.0	10.0	0.0

Cuadro 4. Matriz de cambios anuales para la biomasa aérea entre los estados del MET de la Figura 4. Fuente: Covalada *et al.*, (2012a).

Estado inicial	Estado final										
	BR	Bd	BM	A	AT	AP	P	SA	PFo	C	UH
BR	0.0	-10.0	-11.9		-132.5	-135.2	-134.0	-24.6	-4.3	-19.9	-137.2
Bd	5.0	0.0	-1.9		-82.6	-85.3	-84.1	-14.6	-1.8	-9.9	-87.3
BM		1.9	0.0		-72.9	-75.6	-74.4	-12.7	-1.4	-7.9	-77.6
A	4.3			0.0	-47.0	-49.7	-48.5	-7.5	-0.1	-2.8	-51.7
AT				4.7	0.0	-2.7	-1.5	1.9	2.3	3.3	-4.7
AP				5.0		0.0	1.2	2.5	2.4	3.6	-2.0
P				4.8	1.5	-1.2	0.0	2.2	2.4	3.5	-3.2
SA				7.5	-9.6	-12.3	-11.1	0.0	1.8	4.7	-14.3
PFo				0.2	-45.8	-48.5	-47.3	-7.2	0.0	-2.5	-50.5
C	5.0	4.9	4.0	2.8	-33.2	-35.9	-34.7	-4.7	0.6	0.0	-37.9
UH				5.2	4.7	2.0	3.2	2.9	2.5	3.8	0.0

permanente, el establecimiento de una plantación forestal supondría una ganancia de 2.4 Mg C ha⁻¹ anuales, durante 20 años.

Los METs, por tanto, son genéricos e independientes de decisiones tomadas a una escala local particular. Estos modelos son herramientas que permiten transformar las decisiones de ordenamiento territorial en balances de carbono de los almacenes y tienen la ventaja de que pueden ser instrumentados en forma de niveles agregados (municipios, microcuencas, subcuencas, etc.), generando información rápida para evaluar para tomar decisiones relacionadas con los usos del suelo en una escala menor.

Este tipo de modelos puede utilizarse para el manejo de los bosques, ya que permiten evaluar el impacto de estrategias y decisiones en relación a los recursos naturales basándose en diferentes consideraciones como, por ejemplo, su papel como sumidero (captura) o fuente (liberación) de carbono, 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 asociados (Paz *et al.*, 2012⁴; Covalada *et al.*, 2012a, b; Reyes *et al.*, 2012).

Es importante tener en cuenta que los METs representan un número finito de estados posibles, que no son todos los que existen en una determinada región; sin embargo, con el apoyo de información cartográfica es posible determinar la relevancia espacial de cada estado existente y con la información de carbono, su importancia en cuanto a reducción de emisiones/captura de carbono. Además, con estas herramientas se puede valorar la consideración de usos del suelo o prácticas de manejo poco representadas en un momento determinado, o no existentes, pero con gran potencial de mitigación. Por tanto, los METs son capaces de incorporar actividades que entrarían en los mecanismos REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal), 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.). Estos modelos, por otra parte, 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 (Covalada *et al.*, 2012b). La consideración de mapear todas las actividades productivas o de

conservación, incluyendo eventos climáticos o de otro tipo, en términos de carbono, permite instrumentar planes de ordenamiento territorial armonizados a escalas superiores y vinculantes (municipio, subcuenca, estado).

Para los METs regionales de Chiapas, los datos de carbono empleados en la construcción de los modelos provienen de la mejor información científica disponible, incluyendo los datos de los inventarios forestales nacionales, inventario estatal de gases de efecto invernadero (PACCCH, 2012) y de investigaciones desarrolladas a nivel local, parte de las cuales corresponden a tesis e informes técnicos (Covalada *et al.*, 2013; de la Piedra (1997)⁶; INE-SEMARNAP (1998); INE-SEMARNAP (1999a); INE-SEMARNAP (1999b); INE-SEMARNAP (2000); Mendoza *et al.* (2003); Peeters *et al.* (2003); Roncal *et al.* (2008); Soto-Pinto *et al.* (2010); Vargas *et al.* (2011); Covalada *et al.* (2013), analizan la parametrización de los METs en Chiapas y la estimación de sus incertidumbres.

Los datos de carbono se asociaron con los estados iniciales y finales de los METs que, además, incluyen información sobre el tiempo de paso entre estados. Sin embargo, para modelar la dinámica del carbono en términos anuales fue necesario expandir el uso de los METs. Así, considerando la información disponible, se utilizó un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003; Paz *et al.*, 2015):

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1-f_t)} \right) \left(\frac{t-t_i}{t_f-t_i} \right)^{\frac{t_f-t_i}{t_f(1-f_t)}} \quad 0 \leq t \leq t_p$$

$$C = C_f, \quad t > t_p \quad (1)$$

donde: C es carbono (biomasa aérea o suelo), t_i es el tiempo de inicio de la transición, t_p es el tiempo de paso y el tiempo final está dado por t_f = t_i + t_p. Las restricciones de la Ecuación 1 son: C_f > C_i y t_i ≤ t_f < t_f ó 0 ≤ f_t < 1. El parámetro f_t = t_m/(t_f-t_i) define la posición de t_m en relación a t_p (= t_f - t_i). La ventaja del modelo asimétrico es que, dados t_i y t_f o t_i y t_p, solo requiere de un parámetro (f_t) para ser parametrizado por completo. En el caso de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS), a diferencia de la biomasa aérea, el modelo es de decrecimiento (pérdida de COS) para la transición de bosque a vegetación herbácea, donde esto solo implica un cambio de signo para f_t. Para el caso

⁶ de la Piedra, R. 1997. Evaluación de sistemas de producción orientados al manejo sostenible de las tierras de ladera en La Fraylesca, Chiapas. Tesis de Maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

del COS, Paz *et al.* (2015) justificaron el uso de $f_t = 1$.

La parametrización definida por la Ecuación 1 permite el seguimiento temporal de actividades o METs compuestos (estados que implican la realización de diferentes actividades con una dinámica temporal). La generalización de este modelo al caso de actividades múltiples es discutida por Paz y Covaleda (2015). Por ejemplo, en la Figura 5 se simula el comportamiento del sistema acahual-milpa, usando un proceso de regeneración del bosque (selva) con $B_i = 0$, $B_f = 100 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($B = \text{biomasa aérea viva}$, $B = C$ en la relación 1), $t_i = 0$, $t_p = 20$ años, $f_t = 0.6$. En el punto de partida, el bosque fue cortado (roza, tumba y quema) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10, donde fue cortado para sembrar una milpa de maíz; la cual fue mantenida por 4 años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual que fue mantenido por 15 años y después se volvió a convertir a milpa (año 31) y permaneció así por 4 años, para ser abandonada finalmente (año 35), permitiendo que la vegetación se regenerara a su condición inicial después de 20 años (año 54).

En la Figura 6 se muestra otro ejemplo, en el que se utilizan los mismos parámetros empleados para el bosque en la Figura 5. El proceso inició en el año 0 cuando el bosque tenía una biomasa de 50 Mg C ha^{-1} y se dejó crecer por 10 años (biomasa = $69.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$). En el año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20%, en el año 12 una del 10% y, finalmente, en el año 13 se extrajo un 10% adicional (los porcentajes de extracción hacen referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, se permitió la regeneración del bosque por 20 años (año 33) y después fue cortado totalmente para establecer una milpa que se mantuvo

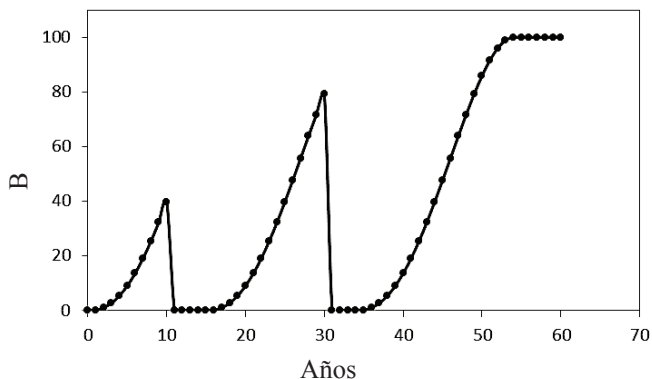


Figura 5. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-acahual-milpa-bosque secundario (B en Mg C ha^{-1})

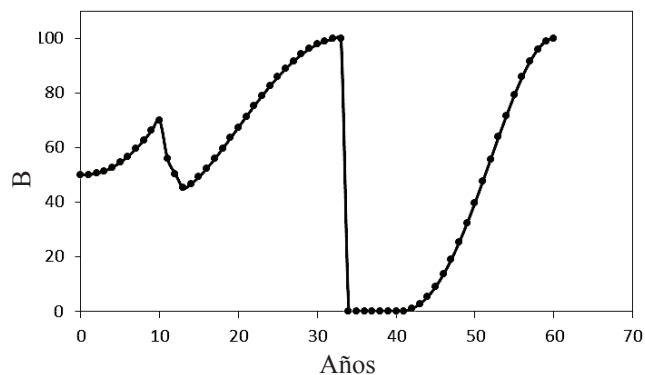


Figura 6. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-acahual-milpa-bosque secundario.

por 7 años, hasta su abandono en el año 41 para que el bosque se regenerara y pasara a bosque secundario.

El caso que se presenta en la Figura 6 tiene el problema de que al usarse la Ecuación 1 en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento está en estado estacionario. Para evitar esta situación, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) con el fin de que puedan reflejar adecuadamente el estado previo del crecimiento. Así, para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50 \text{ Mg C ha}^{-1}$ es 11.3 años y para $B = 64.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (remanente después de las extracciones después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura 7 muestra los resultados después de los ajustes mencionados.

El problema de los ajustes se resuelve fácilmente si se considera como requisito en la parametrización del modelo, además de la definición del estado inicial, el saber cuánto tiempo ha permanecido en ese estado. Este tiempo de permanencia en el estado inicial previo

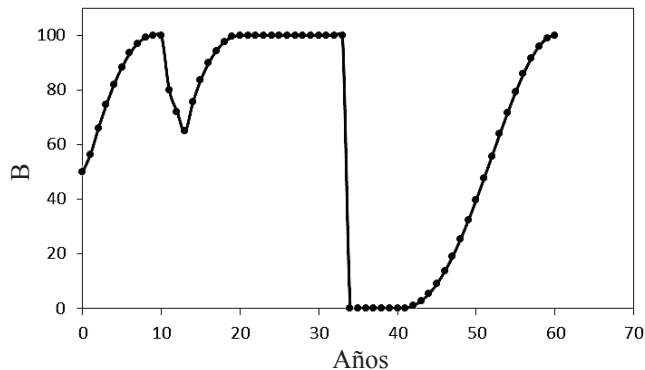


Figura 7. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-acahual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento.

a la transición al estado final define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración tenemos que $t_f = t_p$ en la Ecuación 1.

Para poder analizar los costos de oportunidad en términos de carbono, se estimó el carbono en un periodo de 30 años y se determinó su promedio (White y Minang, 2011). Los costos e ingresos asociados a los cambios de actividades de los METs fueron evaluados usando proformas de proyectos para la parte económico-financiera. La Figura 8 muestra un ejemplo de los costos e ingresos anuales de un estado de un MET, en este caso la palma africana.

Finalmente, los beneficios (ingresos – costos) fueron evaluados a valor presente para estimar las utilidades y poder compararlos con los valores promedio de 30 años de la dinámica del carbono. La percepción de subsidios para realizar actividades fue evaluada, para analizar su impacto.

Para poder identificar el tipo de cambio que se produce entre un estado inicial y otro final, las transiciones entre estados fueron clasificadas en función de distintos aspectos: a) El tipo de actividad, práctica y manejo a implementarse, también se diferenciaron las actividades REDD+ y el componente de REDD+ con el que se asocia cada transición; b) Los valores de algunos indicadores socio-económicos. En una versión más actualizada de algunos de los METs regionales desarrollados, Covalada (2014)⁷ ampliaron la capacidad analítica de los modelos incorporando 80 variables diferentes para evaluar los impactos de la transición entre los distintos estados, de tal forma que se pueden discriminar de manera más efectiva las transiciones más adecuadas de acuerdo a los objetivos planteados.

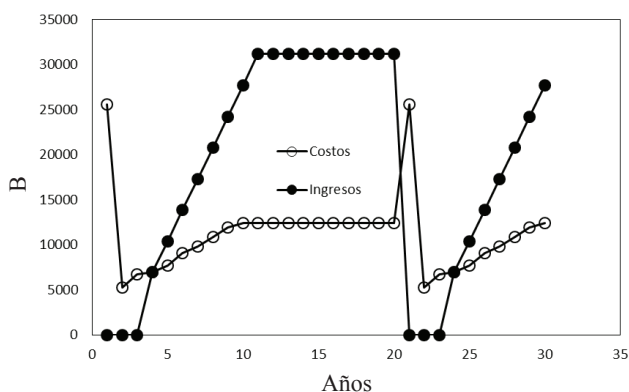


Figura 8. Evolución anual de los costos e ingresos de una plantación con palma africana.

⁷ Covalada, S. 2014. Actualización de los modelos de estados y transiciones de las regiones Sierra Madre, Soconusco, Llanura Costera y Depresión Central. Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. Anexo técnico preparado para el proyecto ECOSECHAS, Conservación Internacional México A.C. Tuxtla-Gutiérrez, México.

Homologación de Clases de Uso del Suelo

Los METs son representativos de los usos del suelo a la escala local, de modo que, las clases que éstos utilizan en las evaluaciones no necesariamente coinciden con las clases que se reportan en fuentes generadas a otras escalas (municipal, nacional, cuencas, entre otras), como las clases empleadas en las series de INEGI.

Para la estimación de los impactos relacionados con el carbono edáfico que son provocados por el cambio de uso del suelo o prácticas de manejo a nivel regional, fue necesario contar con información de las superficies asociadas a los diferentes usos del suelo (INEGI, 2010b, 2013), homologadas a las clases o estados de los modelos de carbono desarrollados (METs) por lo que se realizó un proceso de homologación de clases (Paz *et al.*, 2012)⁴.

El problema del ejercicio de homologación fue que a una misma clase del INEGI le correspondieron más de una clase de los METs, es decir, se presenta un problema típico de asignación de “uno a muchos”, por lo que la estimación de carbono en las categorías del INEGI (originales o agregadas) produjeron un amplio rango de valores, dependientes de las actividades específicas a nivel local (Paz, 2015).

Análisis del Impacto sobre el Carbono Edáfico y Variables Socio-Económicas en las Principales Transiciones Detectadas en Chiapas entre 2007 y 2011

La sobreposición de la información de las series de INEGI permitió identificar cuáles han sido los principales procesos de cambio de uso del suelo en cada región del estado. Los procesos de cambio identificados son: deforestación por agricultura, deforestación por ganadería y degradación forestal.

La selección de zonas para el análisis se realizó bajo el criterio del proceso que más afectó al contenido de carbono edáfico y a las variables socio-económicas asociadas a las transiciones correspondientes.

Propuesta de Políticas Públicas

Los METs, además de aportar información sobre el impacto de las transiciones asociadas con los cambios de uso del suelo que se han producido en un determinado periodo temporal incluyen, entre sus estados, usos del

suelo y prácticas de manejo sustentables con potencial para implementarse en cada región.

Las principales dinámicas de deforestación y degradación forestal identificadas conllevan la transformación de un estado inicial a otro final, caracterizado por contener menos carbono. Los METs permiten identificar transiciones desde estos nuevos estados hacia otros que contribuyan a frenar las dinámicas detectadas, acumulen más carbono y tengan impactos socio-económicos positivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Principales Cambios de Uso del Suelo en las Regiones de Chiapas

En el Cuadro 5 se presentan los cambios de uso del suelo detectados en cada una de las regiones de Chiapas, tras el análisis cartográfico, tanto en términos de superficie como en términos relativos.

Como se observa en el Cuadro 5, en términos de superficie, la región donde se ha producido la mayor deforestación y degradación forestal es la Selva Maya, donde se ubica la Selva Lacandona. En términos relativos, sin embargo, la región donde se ha presentado la mayor deforestación por agricultura es en Los Altos, la mayor deforestación por ganadería se detecta en la Selva Maya y la mayor degradación forestal en la región Sierra Madre.

Impactos sobre el Carbono Edáfico y Variables Socio-Económicas

Las transiciones consideradas en este estudio fueron aquellas que representaron los mayores cambios detectados en términos relativos en el análisis de cambio de uso del suelo, es decir: a) Deforestación por ganadería en la Selva Maya; b) Deforestación por agricultura en Los Altos; c) Degradación forestal en la Sierra Madre.

En el Cuadro 6 se presentan las clases de vegetación que fueron deforestadas y degradadas, según la nomenclatura de INEGI, la correspondencia de dichas clases con los estados de los METs y la superficie afectada por el cambio de uso del suelo entre 2007 y 2011.

Como se observa en el Cuadro 6, en la región de Los Altos, la vegetación secundaria arbustiva de distintos tipos de bosque templado (bosque mesófilo, de pino, pino-encino y encino), que equivale en los METs al estado de acahual arbustivo templado, es la principal afectada por la deforestación para fines agrícolas. Este tipo de vegetación es transformada en cultivos anuales (clase TA, según la nomenclatura de INEGI), la cual equivale a varios estados de los METs, que representan diferentes tipos de cultivo y manejo, que son actividades locales específicas de los usos del suelo. La deforestación normalmente se produce hacia prácticas productivas convencionales

Cuadro 5. Superficies (ha) que han sufrido cambio de uso del suelo en Chiapas entre 2007-2011.

Regiones	Superficie total	DA	DG	DF	DA	DG	DF
	----- ha -----			----- % -----			
Depresión Central	971 794	911.6	1 268.3	572.8	0.09	0.13	0.06
Llanura Costera	441 382	592.9	4 086.1	24.4	0.13	0.93	0.01
Los Altos	1 101 809	11 097.1	1494.6	21.3	1.01	0.14	0.00
Montañas del Norte	292 774	1 935.0	5.1		0.66	0.00	0.00
Selva Maya	2 045 825	13 155.2	27 242.5	6540.6	0.64	1.33	0.31
Selva Zoque	729 053		1 492.0		0.00	0.20	0.00
Sierra Madre	1 156 919	1813.7	3 728.1	3705.0	0.16	0.32	0.32
Soconusco	587 675	208.0	4 336.0		0.04	0.74	0.00
Total		29 713.3	43 652.7	10 864.1	2.73	3.79	0.71

DA = deforestación por agricultura; DG = deforestación por ganadería; DF = degradación forestal.

Cuadro 6. Clases de vegetación afectadas por las principales dinámicas de cambio de uso del suelo en Chiapas (2007-2011) según la nomenclatura de INEGI y de los METs.

Región/transición	Clase INEGI_inicial	Estado METs_inicial	Superficie de cambio ha
Los Altos/deforestación por agricultura	BPQ	BPE	32
	VSa/BM, VSa/BP, VSa/BPQ, VSa/BQ VSa/BQ, VSa/BQP	Aa-templ	9999
	VSa/SBQ	Aa-trops	771
	VSA/BQ	AA-templ, BEd-l	7
	VSA/SBQ	AA-trops	220
Selva/deforestación por ganadería	BM	BM, BM-NMA	763
	SAP	SP, SP-NMA	2640
	SBQ	SC	209
	VSa/BM	Aa-templ	264
	VSA/BM	AA-templ, BMd-l, BMd-p	1029
	VSa/SAP	Aa-troph	8480
	VSA/SAP	AA-troph, SPd-l	13 819
	VSA/SMQ	AA-troph, SSPd-l, SSPd-m, SSPd-p	38
Sierra/degradación forestal	BM	BM	222
	BPQ	BPE	2520
	SAP	SP	964

INEGI: BPQ: Bosque de pino-encino; **VSa/BM:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo; **VSa/BP:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino; **VSa/BPQ:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino; **VSa/BQ:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino; **VSa/BQP:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino; **VSa/SBC:** Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia; **VSa/BQ:** Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino; **VSa/SBQ:** Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia; **BM:** Bosque mesófilo; **SAP:** Selva alta perennifolia; **SBQ:** Selva baja caducifolia; **VSa/BM:** Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo; **VSA/BM:** Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo; **VSa/SAP:** Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia; **VSA/SAP:** Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia; **VSA/SMQ:** Vegetación secundaria arbórea de selva mediana subperennifolia; **METS: BPE:** Bosque de pino-encino; **Aa-templ:** Acahual arbustivo templado; **Aa-trops:** Acahual arbustivo tropical seco; **BEd-l:** Bosque de encino degradado por leña; **AA-templ:** Acahual arbóreo templado; **AA-trops:** Acahual arbóreo tropical seco; **BM:** Bosque mesófilo; **BM-NMA:** Bosque mesófilo manejado para no maderables; **SP:** Selva alta perennifolia; **SP-NMA:** Selva alta perennifolia manejada para no maderables; **SC:** Selva baja caducifolia; **BMd-l:** Bosque mesófilo degradado por leña; **BMd-p:** Bosque mesófilo degradado por pastoreo; **Aa-troph:** Acahual arbustivo tropical húmedo; **SPd-l:** Selva alta perennifolia degradada por leña; **SSPd-l:** Selva mediana subperennifolia degradada por leña; **SSPd-m:** Selva mediana subperennifolia degradada por extracción de madera; **SSPd-p:** Selva mediana subperennifolia degradada por pastoreo.

(INE-SEMARNAP y Ghionas, 2010) y, en la región, los sistemas de milpa itinerante (AI-MF-templ) y milpa permanente (AP-MF) son los tradicionalmente utilizados, muchas veces en laderas con fuertes pendientes, lo que favorece la degradación del suelo.

El uso de los METs permite conocer el impacto de la transición de un acahual templado arbustivo a los sistemas de AI-MF-templ y AP-MF en cuanto al carbono y los costos de oportunidad asociados.

El Cuadro 7 muestra las transiciones que resultan en pérdidas de carbono edáfico, siendo el cultivo permanente de la milpa el que, a largo plazo supone un mayor impacto. El establecimiento de una milpa permanente bajo los sistemas de manejo actuales (escasa utilización de insumos, ausencia de obras

de conservación de suelos que eviten la pérdida de fertilidad edáfica), hacen que la producción vaya disminuyendo paulatinamente hasta que, en ocasiones, deja de ser no solo redituable, sino hasta insuficiente para cubrir las necesidades de autoconsumo (Ramos *et al.*, 2009). Únicamente se cuenta con datos de costos de oportunidad para el caso de la transición hacia AI-MF-templ, los cuales no son muy elevados (3.9 US Mg CO₂).

La agricultura de subsistencia (sobre todo maíz o combinaciones maíz-frijol, maíz-frijol-calabaza) en la región de Los Altos, juega un papel clave entre las estrategias de vida de los productores. La técnica habitual es la roza-tumba-quema (práctica muy extendida en todo Chiapas), la cual, afecta

Cuadro 7. Impacto sobre el carbono edáfico y costos de oportunidad de las transiciones asociadas a los principales cambios de uso del suelo detectados en Chiapas (2007-2011).

Región/Transición	METs_Edo inicial	Clases INEGI_final	METs_Edo final	Ganancia/Pérdida COS	Costo de oportunidad	
					SS	SC
				Mg CO ₂ ha ⁻¹	US/Mg CO ₂	
Altos/deforestación por agricultura	Aa-templ	TA	AI-MF-templ	-90.6	3.9	3.9
			AP-MF	-134.3	S.I	S.I
Selva/deforestación por ganadería	AA-troph	PI/PC	P-troph	-259.5	4.9	7.6
	SPd-l		P-troph	-119.6	13.5	22.5
	Aa-troph		P-troph	-76.0	S.I	S.I
Sierra/degradación forestal	BPE	VSA/BPQ	BPEd-l	-194.9	9.5	8.9
			BPEd-m	-194.9	44.7	44.1

SS: Sin subsidio; CS: Con subsidio; METs: Aa-templ: Acahual arbustivo templado; AA-troph: Acahual arbóreo tropical húmedo; SPd-l: Selva perennifolia degradada por leña; Aa-troph: Acahual arbustivo tropical húmedo; BPE: Bosque de pino encino; AI-MF-templ: Agricultura itinerante maíz-frijol en zona templada; AP-MF: Agricultura permanente maíz-frijol; P-troph: Pastizal tradicional en zona tropical húmeda; BPEd-l: Bosque de pino encino degradado por leña; BPEd-m: Bosque de pino encino degradado por madera; INEGI: TA: Agricultura temporal de ciclo anual; PI: Pastizal inducido; PC: Pastizal cultivado; VSA/BPQ: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino encino; dJor: diferencia de jornales; S.I.: Sin información.

principalmente a la vegetación arbustiva debido a que los terrenos, tras ser cultivados durante algunos años (dependiendo de la fertilidad del suelo), se dejan descansar durante un periodo, el cual dura más o menos en función de la disponibilidad de tierra por parte de los productores. Actualmente la degradación de los suelos y la presión demográfica no hacen posible que los periodos de descanso sean muy largos, permitiendo únicamente a la vegetación alcanzar estados arbustivos antes de ser sometida a un nuevo periodo de cultivo.

La deforestación por ganadería en la Selva ha afectado principalmente a estados secundarios de selva alta perennifolia, tanto arbóreos como arbustivos, los cuales equivalen, en los METs a los estados de acahual arbóreo tropical húmedo y selva alta perennifolia degradada por extracción de leña y acahual arbustivo tropical húmedo, los cuales han sido transformados en pastizales cultivados principalmente (Cuadro 6). Esta dinámica ocasiona una disminución en el carbono edáfico a largo plazo, en diferente magnitud según sea el ecosistema original, estando asociadas las mayores pérdidas a la deforestación de acahuales arbóreos de selva alta perennifolia, aunque los costos de oportunidad son mayores para el caso del cambio de uso del suelo de áreas utilizadas con fines económicos, como la extracción de leña (Cuadro 7).

La ganadería extensiva en la región Selva es una actividad muy extendida que tiene sus orígenes en el proceso de colonización de la Selva (de Jong *et al.*, 2000). Adicionalmente, los determinantes identificados

que se relacionan con la expansión esta actividad son la cultura de ahorro a través del ganado, asociada con la dificultad de acceso a otras formas de ahorro y a crédito para realizar otras actividades productivas. Además de la existencia de un mercado ganadero bien establecido en la región (Covaleda *et al.*, 2014)⁸.

La degradación forestal en la región Sierra Madre, afecta principalmente al bosque de pino-encino (Cuadro 7) que se ha transformado en vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino (según la nomenclatura de INEGI), la cual, en los METs, equivale a los estados de: bosque de pino-encino degradado por leña, bosque de pino-encino degradado por extracción no regulada de madera y acahual arbóreo templado.

Los bosques de pino-encino, en todo Chiapas, son utilizados como fuentes para la obtención de leña y madera para construcción local, en el primer caso las especies sometidas a extracción son las de encino y, en el segundo, las de pino. En muchas áreas la presión se ejerce principalmente sobre los mismos bosques secundarios, debido a que la superficie de bosque conservado ha disminuido considerablemente, debido a ello, el análisis de los mapas de INEGI no detecta adecuadamente la magnitud de esta dinámica en el estado (Covaleda *et al.*, 2014)⁸.

La transición de un bosque conservado de pino-encino a un estado degradado implica la extracción de biomasa del mismo y, por tanto, de carbono, este proceso tiene también impactos sobre el carbono edáfico que disminuye a largo plazo (Cuadro 7), debido al menor

⁸ Covaleda, S., A. Ranero y S. Aguilar, 2014. *Hotspots* de deforestación, degradación y regeneración en Chiapas. Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Informe técnico preparado para la Alianza MREDD+, The Nature Conservancy. San Cristobal de las Casas, México.

aporte de material vegetal de los árboles, así como a la propia apertura de caminos asociada a los procesos de extracción. En cuanto a los costos de oportunidad, la venta de madera de pino resulta más redituable que la extracción de leña, aunque la extracción de madera comercializable de un bosque suele llevarse a cabo en pocos años, tras lo cual el bosque pierde su valor (por haberse extraído los mejores ejemplares).

Propuesta de Políticas Públicas de acuerdo con las Opciones de los METs

Las actividades que se proponen para revertir o mitigar las dinámicas de cambio de uso del suelo detectadas en Chiapas parten de la información asociada a los METs, de tal forma que, el abanico de opciones en cuanto a actividades y prácticas sustentables deberá ir ampliándose conforme haya mayor información disponible. Considerando la información existente en este momento, las actividades propuestas se presentan en el Cuadro 8, el cual muestra el impacto de las transiciones sobre el COS, los costos de oportunidad y la diferencia entre los jornales necesarios para la actividad inicial y final (necesidad de empleo).

Deforestación por agricultura: Los Altos. La necesidad continua de abrir nuevos espacios para el cultivo agrícola de subsistencia genera esta dinámica,

por ello, se propone como medida la sedentarización de la milpa, lo cual evita la degradación de suelos y permite, además, que los productores obtengan una producción sostenida en el tiempo y más diversificada, de tal forma que puedan asegurar o mejorar su seguridad alimentaria.

Teniendo en cuenta los estados de los METs, las prácticas mejoradas a considerar serían: la labranza de conservación (LC), el maíz de riego (AR) y el maíz intercalado con árboles frutales (MIAF). Estos sistemas ya han sido utilizados para generar escenarios de mitigación en el sector agrícola en Chiapas (Ranero *et al.*, 2013)⁹.

El Cuadro 8 muestra que los tres sistemas de manejo evaluados permiten incrementar el carbono edáfico, siendo el más efectivo en el MIAF, el cual, además podría tener impactos positivos en la creación de empleo localmente. Los costos de oportunidad son, en los tres casos, negativos, lo que significa que estas actividades podrían impulsarse únicamente con una reorientación de las políticas públicas existentes, sin costo adicional. Aunque, hay que tener en cuenta, que la agricultura de riego no es accesible para todos los productores, quedando restringida a áreas cercanas a ríos, con suficiente disponibilidad de agua.

Deforestación por ganadería: Selva. En la región Selva, la ganadería se practica de manera extensiva, es

Cuadro 8. Impacto sobre el carbono edáfico de la adopción de actividades y prácticas sustentables en el sector rural, con costos de oportunidad asociados, del estado de Chiapas.

Región	Edo_ini	Edo_fin	Impacto COS Mg CO ₂ ha ⁻¹	Costo de oportunidad US\$ por Mg CO ₂		Diferencia de jornales
				SS	CS	
Altos	AP-MF	LC	38.9	-15.48	-4.25	-26
		AR	50.3	-8.31	-19.09	-19
		MIAF	77.8	-84.96	-94.52	159
Selva	P-troph	PA-troph	48.1	-0.27	-0.27	12
		PCV-troph	33.0	-0.39	-0.39	12
Sierra	BPE-l	BPE	194.9	-23.9	-22.3	-24
		BPEd-m	194.9	-114.2	-112.6	-80
	P-templ	BPE	-128.5	59.7	58.9	170
		PFo-templ	159.3	-38.12	-48.15	-89

SS: Sin subsidio; CS: Con subsidio; AP-MF: Cultivo de temporal de maíz bajo el sistema tradicional, agricultura permanente; LC: Labranza de conservación; AR: Cultivo de maíz con riego; MIAF: Maíz intercalado con árboles frutales; P-troph: Pastizal tradicional en zona tropical húmeda; PA-troph: Pastizal con árboles en zona tropical húmeda; PCV-troph: Pastizal con cercos vivos en zona tropical húmeda; BPE: Bosque de pino-encino; BPE-MA: Bosque de pino encino manejado para madera; BPEd-m: Bosque de pino encino degradado para madera; P-templ: Pastizal tradicional en zona templada; PFo-templ: Plantación forestal templada S.I.: Sin información.

⁹ Ranero, A., S. Covalada, X. Ugarte y F. Paz. 2013. Propuesta de plataforma financiera para la operación de REDD+ en Chiapas. Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Informe técnico preparado para Conservation International México AC. Tuxtla Gutiérrez, México.

decir se utiliza mucha superficie para pocas cabezas de ganado. Por ello, en este caso el objetivo es la intensificación de la actividad ganadera, de tal forma que pueda liberarse espacio para la regeneración forestal. Entre los estados de los METs relacionados con la ganadería se incluyen las prácticas mejoradas de pastizal con árboles y pastizales con cercos vivos.

La incorporación de árboles a los sistemas ganaderos tiene un impacto positivo sobre los almacenes de carbono ya que, además de incorporar el almacén de biomasa arbórea, el carbono orgánico del suelo resulta favorecido al recibir mayores aportes de materia orgánica. En el Cuadro 8 se puede observar que las prácticas mejoradas analizadas permiten incrementar el almacén de carbono edáfico a largo plazo, de manera particular el sistema PA-troph. Al igual que en el caso anterior, los costos de oportunidad de implementar las actividades propuestas resultaron ser negativos.

Degradación forestal: Sierra. El destino de los bosques degradados suele ser la deforestación, una vez que son extraídos los ejemplares de interés. Este proceso, por tanto, puede conducir a mayores pérdidas en el carbono edáfico.

Las políticas que pretendan recuperar los bosques degradados pueden favorecer su protección e incluso llevar a cabo plantaciones de enriquecimiento con especies nativas. Además de los beneficios para el carbono edáfico, suponen beneficios económicos a largo plazo si se aplican esquemas de pago por servicios ambientales.

Otra estrategia podría ser el evitar la degradación de los bosques primarios, bien conservándolos o bien facilitando su aprovechamiento regulado mediante programas de manejo forestal. El aprovechamiento forestal bajo un plan de manejo, aunque pueda no tener impactos positivos sobre el carbono edáfico si permite limitar los impactos negativos del aprovechamiento forestal sobre el suelo al focalizar las áreas de apertura de caminos y vías de saca, además, permite la obtención de beneficios económicos por el aprovechamiento maderable del bosque y la generación de empleo localmente (Cuadro 8).

Adicionalmente, el fomento de las plantaciones forestales comerciales y dendroenergéticas pueden contribuir a aliviar la presión sobre los bosques y, su establecimiento en áreas degradadas trae aparejado, además, el incremento de los almacenes de carbono, con costos de oportunidad negativos (Cuadro 8).

CONCLUSIONES

- En Chiapas existen en la actualidad procesos activos de cambio de uso del suelo, destacándose la deforestación de bosques secundarios templados para establecer parcelas agrícolas de subsistencia (milpa) en los Altos, la deforestación de vegetación secundaria de selva alta perennifolia por ganadería extensiva en la Selva y la degradación forestal de bosques de pino-encino en la Sierra Madre. El impacto de estos cambios sobre el carbono edáfico dependerá del tipo de vegetación inicial y del uso final del suelo, como indican los Modelos de Estados y Transiciones utilizados, los cuales permiten, además, conocer los costos de oportunidad de las posibles transiciones.

- Con estos modelos es posible planificar actividades REDD+, de manera particular, y relacionadas con la mitigación de emisiones en el sector AFOLU, de manera general, permitiendo evaluar el impacto de distintas acciones en términos de carbono y también en términos socio-económicos, ya que las transiciones pueden etiquetarse en función de diferentes indicadores que permitan analizar distintos aspectos para diferentes objetivos de planificación, o plantear distintas perspectivas (desde el punto de vista de los intereses de los productores, de los tomadores de decisiones, etc.). Los sistemas propuestos como alternativa sustentable fueron: la labranza de conservación y el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) en Los Altos, sistemas silvopastoriles en La Selva y protección de bosques secundarios, bosques con plan de manejo forestal y plantaciones forestales en La Sierra. En una versión más actual de algunos de los modelos regionales de Chiapas se utilizaron hasta 80 indicadores para evaluar actividades.

- En una visión más amplia, los METs pueden asociarse a información relacionada con otros Servicios Ecosistémicos (SE), además del carbono, para evaluaciones más integrales. Sin embargo, el problema es, muchas veces, la falta de información asociada a SE para distintos tipos de vegetación y, sobre todo, usos del suelo (más aun actividades sustentables).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Ma Isabel Marín el apoyo brindado con el análisis cartográfico de las series del mapa de INEGI y, al Programa Mexicano del Carbono

y Conservation International México A.C., por el financiamiento para el desarrollo de los modelos y su contribución a la difusión de estos trabajos.

LITERATURA CITADA

- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. pp. 356-363. *In: F. Paz y 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, México.*
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. pp. 773-739. *In: F. Paz y 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, México.*
- Covaleda, C., F. Paz y B. de Jong. 2013. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. pp. 85-91. *In: F. Paz, M. Bazan y 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, México.*
- de Jong, B. H. J., S. Ochoa, M. A. Castillo, N. Ramírez, and M. A. Cairns. 2000. Carbon flux and patterns of land use land cover change in the Selva Lacandona. *Ambio* 29: 504-511.
- Gudynas, E. y S. Ghionas. 2010. Agricultura y ganadería, biodiversidad, cambio climático: Estrechamente vinculados. *LEISA Rev. Agroecol.* 26: 40-43.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010a. Censo de población y vivienda 2010. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010b. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie IV. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie V. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015. PIB-entidad federativa, anual. Por actividad económica en valores corrientes 2013. Aguascalientes, México. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/cn/pibe/default.aspx> (Consulta: mayo 12, 2015).
- INE-SEMARNAP (Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).1998. Programa de manejo de la reserva de la biósfera El Triunfo. México D.F.
- INE-SEMARNAP (Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).1999a. Programa de manejo de la reserva de la biósfera La Sepultura. México D.F.
- INE-SEMARNAP (Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).1999b. Programa de manejo de la reserva de la biósfera La Encrucijada. México D.F.
- INE-SEMARNAP (Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Programa de manejo de la reserva de la biósfera Montes Azules. México D.F.
- Mendoza, J., E. Karlum, and M. Olsson. 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 177: 191-206.
- Paz, F. 2015. ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS. pp. 526-532. *In: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional – Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del estado de Jalisco. Mérida, Yucatán, México.*
- Paz, F. y S. Covaleda. 2015. Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica del carbono. pp. 541-546. *In: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional – Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Mérida, Yucatán, México.*
- Paz, F., S. Covaleda y B. de Jong. 2015. Modelos de la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos asociada a cambios de uso del suelo en ecosistemas forestales. pp. 363-368. *In: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional – Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Mérida, Yucatán, México.*
- Peeters, L. Y. K., L. Soto, H. Perales, G. Montoya, and M. Ishiki. 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and Inga-shaded plantations in Southern Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 481-493.
- PACCCH (Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas). 2012. <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf> (Consulta: febrero 5, 2015)
- Ramos, P. P., M. R Parra, S. Hernández, O. Balente y J. Nahed, 2009. Estrategias de vida, sistemas agrícolas e innovación en el municipio de Oxchuc, Chiapas. *Rev. Geog. Agríc.* 42: 83-106.
- Reyes, M., S. Covaleda, M. J. Pérez y F. Paz. 2012. Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. pp. 680-684. *In: F. Paz y 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, México.*

- Roncal, S., L. Soto, J. Castellanos, N. Ramírez y B. H. J de Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33: 202-206.
- Soto, P. L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jiménez, and B. H. J. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agrofor. Syst.* 78: 39-51.
- Stringham, T. K., W. C. Krueger, and P. L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: Further refinement for rangeland applications. Special Report 1024. Agricultural Experiment Station, Oregon State University. Corvallis, OR, USA.
- Vaca, R. A., D. J. Golicher, L. Cayuela, J. Hewson, and M. Steininger. 2012. Evidence of incipient forest transition in southern Mexico. *Plos ONE* 7(8): e42309. doi:10.1371/journal.pone.0042309 (disponible en línea desde 8/VIII/2012).
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manage.* 42: 266-274.
- White, D. y P. Minang. 2011. Estimación de los costos de oportunidad de REDD+ Manual de capacitación. Versión 1.3, Banco Mundial. Washington, DC, USA.
- Yin, X., J. Gourdriaan, E. A. Lantinga, J. Vos, and H. J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Ann. Bot.* 91: 361-371.

BOSQUES Y SUELOS EN EL CONTEXTO DE REDD+: ENTRE GOBIERNO Y GOBERNANZA EN MÉXICO

Forests and Soils in the Context of REDD+: Between Government and Governance in Mexico

Antoine Libert Amico^{1‡} y Tim Trench¹

¹ Center for International Forestry Research (CIFOR) Jl. CIFOR, Situ Gede, Bogor Barat, 16115. Indonesia.

[‡] Autor responsable (antoinelibert@hotmail.com)

RESUMEN

El reciente énfasis en la reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) ha generado una reconfiguración de las formas de gestión ambiental en México. Mediante el uso de datos generados por los autores dentro de un proyecto de investigación sobre Gobernanza Multinivel y Gestión de Carbono a Nivel de Paisaje, del Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), se muestran los retos que enfrentan nuevos arreglos de gobernanza en torno a bosques y suelos. Se marca la diferencia entre gobierno y gobernanza, buscando ilustrar la transición de uno al otro en el marco de los programas de acción temprana REDD+ y el potencial de innovación que el escenario actual de debates sobre cambio climático ha creado. Al final se invita a una reflexión sobre las posibles contribuciones de una gobernanza forestal democrática, legítima y transparente para la gestión de los suelos y de los desafíos ambientales.

Palabras clave: *gestión forestal; reducción de emisiones; carbono.*

SUMMARY

The recent emphasis on the Reduction of Emissions from Deforestation and Degradation (REDD+) has reconfigured forms of environmental management in Mexico. Using data generated by the authors as part of a research project by the Center for International Forestry Research (CIFOR) on Multilevel Governance and Carbon Management at the Landscape Scale, we show some of the challenges for the governance of forests and soils. We mark the difference between government and governance, attempting to illustrate the transition from one to the other in the framework of REDD+ early actions and the innovation potential that current

climate change debates have created. We reflect on the possible contributions of democratic, legitimate, and transparent governance of forests, for the management of soils and of environmental challenges in general.

Index words: *forest management; emissions reduction; carbon.*

INTRODUCCIÓN

La reducción de emisiones por deforestación y degradación de bosques (REDD+) es una propuesta de mitigación del cambio climático que busca limitar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por medio de la conservación de la cobertura forestal, principalmente. Con las negociaciones aún en curso en la esfera internacional, México ha priorizado cumplir con los prerrequisitos establecidos para poder entrar en este hipotético mecanismo financiero, haciendo que REDD+ ocupe un lugar central en los debates sobre cambio climático en el país.

Sin esperar resultados de los foros internacionales, México se ha adelantado en promover programas especiales y acciones tempranas REDD+ con recursos provenientes del Banco Mundial (Deschamps *et al.*, 2015). La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), institución encargada de la estrategia REDD+ y del manejo de los recursos correspondientes, promueve explícitamente el “desarrollo rural sustentable mediante el manejo integrado del territorio” (CONAFOR, 2015a). En la Estrategia Nacional para REDD+ (ENAREDD+), bajo consulta en 2015, México presenta una visión holística del problema de la deforestación y la degradación de los bosques, reconociendo que va más allá del sector forestal, e invitando a la colaboración entre niveles de gobierno y sociedad civil en entablar iniciativas hacia la reducción de emisiones (CONAFOR, 2015b). La postura de México ante

Como citar este artículo:

Libert Amico, A. y T. Trench. 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34: 113-124.

Recibido: agosto de 2015. Aceptado: diciembre de 2015.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 113-124.

REDD+ implicaría de esta manera una integración vertical (entre diferentes niveles de gobierno) y a la vez horizontal (entre diferentes sectores de la sociedad).

Para algunos analistas, el nuevo énfasis y los fondos correspondientes ofrecen una oportunidad para la innovación y la transformación ante obstáculos estructurales como la visión sectorial y la falta de coordinación inter-institucional dentro del gobierno (Rantala *et al.*, 2014; Angelsen *et al.*, 2012). Esta redefinición de atribuciones, y de la misma relación entre sociedad y Estado, forma parte de debates alrededor del concepto de gobernanza, un concepto que ha encontrado resonancia en el sector ambiental para abordar las formas de toma de decisión y colaboración (Martínez y Espejel, 2015).

Una pregunta central en esta investigación ha sido si el nuevo ímpetu hacia REDD+ - con nuevos actores y espacios de participación, nuevos proyectos y fondos disponibles - ha permitido un cambio en las formas de gobernanza. Un estudio reciente presentado por el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. (CCMSS) ilustró que entre 2010 y 2014 CONAFOR ejerció un total de \$856.3 millones de pesos (aproximadamente \$55 millones de dólares USD) en el Programa Especial de Áreas de Acción Temprana REDD+ (Deschamps *et al.*, 2015). En las palabras de una de las personas entrevistadas, surge la duda si la “zanahoria” de los fondos para REDD+ que la comunidad internacional muestra ante los ojos del país es suficiente para “mover a México” hacia formas más sustentables de “manejo integrado del territorio”, tal como lo propone CONAFOR.

Por otra parte, con la declaración del año 2015 como Año Internacional de los Suelos por parte de la FAO, algunos han argumentado que la nueva visión que promueve REDD+ podría fomentar la conservación de los suelos, un patrimonio subestimado que es amenazado por la deforestación y degradación de la cobertura vegetal (Lewis *et al.*, 2011; Martin, 2015). La degradación de suelos implica la pérdida de la capacidad productiva del suelo y su capacidad de proveer hábitat a la biodiversidad (FAO 2015). El suelo es el sustrato de toda actividad rural. Por lo tanto, el enfoque de suelos (y carbono) invita a una visión de paisaje, una perspectiva territorial que traspase las barreras de las prácticas sectoriales (Gardi *et al.*, 2014).

No obstante lo anterior, queda la pregunta de cómo las iniciativas de gobernanza internacional del cambio climático impactan los paisajes forestales a nivel

local. Por esto, este trabajo se centra en mirar la escala nacional y sub-nacional, recuperando elementos de la investigación realizada por los autores como parte del estudio de CIFOR (Centro para la Investigación Forestal Internacional) en México sobre Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje.

Dicha investigación hace parte del Estudio Comparativo Global sobre REDD+ que realiza CIFOR desde 2009. El énfasis original de esta iniciativa se concentraba en tres aspectos: los marcos jurídicos nacionales para REDD+, algunos proyectos piloto REDD+ a nivel sub-nacional y el establecimiento de líneas base en emisiones y el monitoreo, reporte y verificación (MRV) de las emisiones de gases con efecto invernadero (Ravikumar *et al.*, 2015). Los análisis que se realizaron mostraron un vacío en los temas de investigación, al dejar fuera del marco de análisis original las interacciones entre los proyectos pilotos REDD+ a nivel local y los diversos actores de la esfera nacional y sub-nacional. Es así que surgió la pertinencia de estudiar el concepto de gobernanza multinivel, para vislumbrar quienes participan en la toma de decisiones en los debates sobre REDD+, pero también en los procesos de cambio de uso de suelo, la distribución de beneficios y la gestión del paisaje.

Esta investigación implicó la realización de más de 150 entrevistas en 10 paisajes de los estados de Chiapas y Yucatán, México, en las que se abordaron cuestiones sobre los determinantes de la deforestación y degradación de los bosques, los incentivos para la revegetación o conservación de la cobertura forestal, los actores que participan (y que no participan) en la toma de decisiones en la gestión territorial y el cambio de uso de suelo y, los mecanismos de distribución de beneficios existentes y potenciales en los territorios.

Este escrito analiza el potencial de las acciones tempranas REDD+ para innovar en la construcción de acuerdos sociales participativos, legítimos y con distribución equitativa de los beneficios que se generan. El escrito ilustra “la transición de gobierno a gobernanza” (Arts y Visseren-Hamakers, 2012) al presentar las limitaciones que enfrentan los diferentes niveles de gobierno, para posteriormente analizar de manera crítica nuevas articulaciones entre niveles de gobierno y sociedad. A pesar de avances en los enunciados y, en identificar problemas contundentes, los resultados en el terreno son limitados hasta la fecha, particularmente en el ámbito de la construcción de la rendición de cuentas y la legitimidad.

Introducción Conceptual: Gobernanza

En las últimas décadas, el término ‘gobernanza’ se ha convertido en un concepto clave para agencias internacionales, en las ciencias políticas y en el estudio de la gestión ambiental. Algunos presentan la actual crisis ambiental como una ‘crisis’ de gobernanza, es decir, un reflejo de la incapacidad institucional y social de gobernar y reglamentar acciones a diferentes niveles para asegurar un uso sustentable de los recursos naturales (Evans, 2012). El origen del concepto se encuentra en estudios del sector privado en los años 80 y fue adoptado por el Banco Mundial por primera vez en 1989, en un documento sobre África subsahariana en donde se explicaba la crisis de desarrollo de gran parte de este continente, en términos de la incapacidad de los gobiernos para aplicar políticas públicas eficaces – en otras palabras faltaba ‘gobernanza’ – (Martínez y Espejel, 2015).

Varios autores coinciden al señalar la actual transición de una ‘vieja’ gobernanza centrada en un gobierno jerárquico y unidireccional, hacia una ‘nueva’ gobernanza multidireccional, que incluye una variedad de actores, tanto sociales y económicos como locales transnacionales, que operan a diferentes escalas o niveles (Lemos y Agrawal, 2006; Arts y Visseren-Hamakers, 2012; Saito-Jensen, 2015). Esta transición responde a las limitadas capacidades del gobierno, los mayores recursos disponibles para que actores sociales participen en la esfera pública, incrementos en procesos de articulación entre los actores sociales y el gobierno y, cada vez menos distinción entre los ámbitos públicos y privados (Martínez y Espejel, 2015). Para Arts y Visseren-Hamakers (2012), se puede entender la gobernanza como las “múltiples maneras en que actores públicos y privados, del Estado, del mercado o de la sociedad civil, gobiernan asuntos públicos a diferentes escalas, de forma autónoma o en acción mutua”. Entonces el concepto reconoce el papel actual y potencial de actores públicos y privados en la provisión de bienes y servicios públicos y en enfrentar problemas en diferentes ámbitos; aunque las políticas gubernamentales inciden en la gobernanza, la gobernanza no se limita al gobierno.

Un problema notorio con el uso del concepto de gobernanza es no mantener una clara distinción entre su uso normativo – ‘buena’ gobernanza – y su uso para describir y analizar ‘problemas’ de interacción entre gobiernos y actores sociales (Martínez y Espejel,

2015). Mientras que dentro de las discusiones en torno a la buena gobernanza entran agendas que buscan promover mayor democratización y participación en la toma de decisiones, existe otra corriente que tiene un alto contenido ideológico. Esta interpretación más tecnocrática de la ‘buena gobernanza’ se asocia con el retiro del Estado, la descentralización y una mayor participación de instancias y redes internacionales, el mercado y la ‘sociedad civil’ en general y es la que se encuentra en muchas directrices internacionales, políticas nacionales y proyectos de organizaciones no gubernamentales (ONGs). Se ha criticado esta visión apolítica de la gobernanza y la falta de discusión en torno a las estructuras de dominación y el ejercicio del poder señalando que, incluso, el conocimiento científico y técnico que se genera para enfrentar problemas de gobernanza, tiene un origen social y político – que no es neutro (Kütting y Lipschutz, 2009).

A pesar de estas divergencias de opinión y críticas hacia el concepto, la idea de gobernanza permite visualizar los ensamblajes y redes de actores que inciden en la provisión de servicios, la regulación o el monitoreo de una actividad o la solución de un problema público a diferentes escalas sin olvidarse de la centralidad del Estado (Piketty *et al.*, 2015). En el ámbito de la gobernanza ambiental esto permite ver cómo diferentes actores del gobierno, el mercado y la sociedad civil (porque cada ámbito es en sí diverso) inciden e interactúan para producir ciertos resultados o ‘outcomes’ ambientales – positivos y negativos (Lemos y Agrawal, 2006; Evans, 2012; Gallemore *et al.*, 2015). En pocas palabras, después de un cambio en un paisaje, como deforestación, reforestación o la siembra de un nuevo cultivo ¿quiénes ganaron y quiénes perdieron?

Bosques y Suelos: Marco Jurídico

Quizás más que otros recursos, los bosques y suelos han sido objetos de gobernanza desde hace siglos. En muchos lugares se considera a los bosques como bienes públicos, sujetos a leyes y reglamentos de gobiernos centrales. En países como Estados Unidos, Indonesia y Perú - entre otros - los bosques han sido y siguen siendo propiedad del Estado. Debido a su proceso de reforma agraria, el caso de México es distinto: actualmente alrededor de 60% de los bosques y selvas están en manos de ejidos y comunidades (Madrid *et al.*, 2009) y casi todo los demás están en manos privadas. Solo alrededor de 10% de la superficie nacional se encuentra

en terrenos que son propiedad de la nación.

De acuerdo con Carrillo y Velasco (2015)¹, se puede considerar el derecho a la propiedad como un tipo de ‘mega-derecho’ que incluye una serie de derechos menores, como uso, usufructo, posesión y transferencia. En el caso de muchos ejidos, las áreas agrícolas han sido parceladas individualmente como resultado del Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (PROCEDE), que se implementó a partir de 1993. No obstante, el 65.4% de la superficie de ejidos y comunidades permanece de uso común y el 85% de esto cuenta con vegetación forestal, aunque solo 31% con bosques y selvas (Merino y Martínez, 2014). En el caso de estas tierras con cobertura forestal, la Ley Agraria señala en sus Artículos 2 y 29 que estas tierras no generan el derecho (individual) a la posesión (Carrillo y Velasco, 2015)¹. Según la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS), las ‘áreas forestales permanentes’ en los núcleos agrarios, corresponden a tierras de uso común (Art. 7, III). Aunque no siempre ocurre en la práctica, jurídicamente el manejo (y aprovechamiento) de los bosques compete a todos los miembros legales del núcleo agrario (y sus instituciones) por ser dueños colectivos de los terrenos de uso común. Pero cualquier beneficio que resulta de este derecho se limita por la obligación de obtener la autorización de cambio de uso de suelo de los terrenos forestales de parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y así lidiar con la burocracia del sector ambiental-forestal, en lo que habitantes de comunidades rurales identifican como una vía llena de obstáculos.

Adicionalmente, según Carrillo y Velasco (2015)¹, un problema que enfrenta el marco jurídico ambiental es la falta de una armonización y alineación de los usos del suelo. En el Art. 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, los municipios tienen la atribución de controlar, vigilar y autorizar el uso de suelo, pero en la práctica, este nivel de gobierno restringe sus acciones muchas veces a los centros urbanos. Aunque existen diversos instrumentos de planeación territorial y diferentes tipos y escalas de ordenamiento territorial, la Secretaría de Planeación carece de formas de conjuntar estas herramientas (Carrillo y Velasco, 2015)¹. En otro sentido, el CCMSS (2015) señala en un estudio reciente que la LGDFS vigente provoca una “sobre-regulación que desincentiva el aprovechamiento sustentable de los recursos forestales”, debido a su burocratismo, mal diseño y discrecionalidad en su aplicación.

En el contexto de la implementación de REDD+ aún permanecen algunas contradicciones y ambigüedades jurídicas, sobre todo con respecto a la propiedad de carbono y el derecho de beneficio de las emisiones evitadas (Baker *et al.*, 2014). Han habido avances, como las reformas a la LGDFS en 2012, destacando el Artículo 134bis, que dice: “Los propietarios y legítimos poseedores de terrenos forestales que, como resultado de un manejo forestal sustentable, conserven y/o mejoren los servicios ambientales, recibirán los beneficios económicos derivados de éstos”. Sin embargo, la LGDFS no especifica a quienes corresponde la propiedad del carbono, aunque la ENAREDD+ (Estrategia Nacional REDD+) en su última versión se acerca más a este reconocimiento (Baker *et al.*, 2014). Pero, según Carrillo y Velasco (2015)¹, “ninguna disposición legal en México señala expresamente quién tiene el derecho de la propiedad sobre el carbono forestal”.

Limitaciones en los Diferentes Niveles de Gobierno

El cambio climático es un ejemplo ilustrativo de un desafío complejo, en la que riesgos interconectados pueden generar crisis múltiples (Galaz, 2014). Esto implica una necesidad urgente de rebasar los enfoques sectoriales hacia la construcción de instituciones coherentes, eficaces, pero también flexibles (Steffen *et al.*, 2011). A continuación se revisan algunos obstáculos a la gestión ambiental desde los diferentes niveles de gobierno.

A pesar de tendencias hacia la descentralización, particularmente en el marco de la apertura neoliberal en la década de los 80 y 90, México sigue siendo un país fuertemente centralizado (Fox, 2007; Rantala *et al.*, 2014). En algunas dependencias federales, incluso, reportan que tras una tendencia hacia la descentralización de atribuciones, varias tareas y funciones fueron “re-centralizados” en los últimos años (Ribot *et al.*, 2006; Olmeda, 2014). Esto se expresa de manera álgida en el sector ambiental y, particularmente en el sector forestal (Merino y Ortiz, 2013). El CCMSS (2015) señala la sobre-regulación y la intensa burocracia en el sector forestal, con una normatividad mayor que en cualquier otra actividad, incluso que la minería. La centralización existente ha sido agudizada por la concentración en la CONAFOR de las atribuciones, funciones y presupuestos alrededor del tema de las acciones tempranas REDD+, siendo

¹ Carrillo, F. J. C. y A. Velasco R. 2015. Estudio legal: Facultades y responsabilidades para REDD+, el manejo forestal y del suelo en México. Borrador de informe comisionado por CIFOR.

éste uno de los componentes centrales de la estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático del gobierno mexicano.

Según un integrante de la cooperación internacional en México, “La descentralización no va existir jamás en este país [México], ya que el gobierno federal tiene el 90% del presupuesto. No olvidemos que la base del federalismo mexicano es el presidencialismo” (entrevista, abril 2015, Mérida, Yucatán). La dependencia en el presupuesto federal limita la descentralización de poderes hacia el nivel estatal (y a su vez hacia el nivel municipal), aunque el entrevistado reconoce que existen casos particulares de estados con fondos propios (derivados del turismo para Quintana Roo, o del petróleo para Campeche). Mientras que en estos dos estados el acceso a fondos propios ha permitido avances en el financiamiento de actividades de gestión sustentable de los recursos naturales, en el caso del estado de Yucatán el éxito documentado en la agenda ambiental se atribuye en gran parte a la permanencia del equipo de trabajo de la secretaría estatal de medio ambiente a través de dos sexenios. Para este informante, los casos exitosos de participación del gobierno estatal se deben más a este tipo de situaciones fortuitas y personalidades particulares que a los logros de la descentralización.

De acuerdo con las personas entrevistadas, la capacidad de incidencia del estado tiende a reducirse a orientar la aplicación de los recursos federales. Aparte de contar con fondos limitados, el capital humano y las capacidades estatales para implementar estrategias alternativas de desarrollo pueden ser limitados. En muchas instancias, se considera que las capacidades del gobierno estatal son mediadas por la habilidad del partido político en poder para concertar acuerdos con el partido que encabeza el gobierno federal (Harbers, 2014). Por su parte, los municipios tienden a ser un eslabón débil en la cadena de gobierno. Sufren también por influencias de los partidos políticos, tal como argumenta un agente municipal en la Costa de Chiapas: “Es complicado para los municipios. A veces se nos olvida que si son de un partido político diferente, simplemente no reciben fondos” (entrevista, enero 2015, Mapastepec, Chiapas). Otro entrevistado, ex presidente de un municipio en la costa de Yucatán, consideró que la alternancia partidaria en las elecciones municipales a partir del 2000 solo había causado divisiones en los municipios y fraude en el proceso electoral (entrevista, mayo 2015, San Felipe, Yucatán). Con un

periodo reducido de tres años en gobierno (que en la práctica puede ser menos debido a actividades iniciales y finales relacionados con campañas electorales), la capacidad de incidencia de los ayuntamientos en el desarrollo local se ve restringida.

El problema del gobierno municipal en México no es nada nuevo. Por un lado, el municipio representa un legado colonial y centralista, en donde las cabeceras municipales gobiernan a sus periferias sin realmente representar o incorporar a la población rural. Pero por otro lado, la demanda por la participación en este nivel de gobierno se ve reflejada en las demandas del movimiento indígena por la autonomía y, por la remunicipalización (Fox, 2007). Entre muchas de las personas entrevistadas era notoria la percepción de ineficacia del gobierno municipal y una correspondiente falta de legitimidad. Desgraciadamente, estas debilidades pueden llegar a expresarse con la participación del gobierno municipal en el crimen organizado y la corrupción, tal como se vislumbró en septiembre 2014 con la desaparición de estudiantes de la Escuela Normal Rural de Ayotzinapa tras ser agredidos y detenidos por policías municipales de Iguala, Guerrero.

Al bajar otro renglón en la escala de análisis y hablar de las comunidades habitantes y usuarios de los bosques en México, la gobernanza agraria heredera de la Revolución Mexicana se impone como un referente obligatorio. Como se mencionó, México resalta a nivel internacional por su particular experiencia de haber impulsado una reforma agraria tan profunda, que dejó más de la mitad de las tierras y bosques del país como propiedad colectiva. La reforma agraria en México no solo otorgó títulos colectivos de propiedad sobre la tierra, sino que estableció una forma única de gobernanza local, con una estructura organizativa homogénea para todo el país, a pesar de la diversidad cultural y ecológica. Es así que, a pesar de contar con 68 idiomas indígenas reconocidos y una amplia diversidad cultural en las formas de organización social, la reforma agraria estableció como autoridad máxima de los núcleos agrarios de todo el país la Asamblea General, donde participan por ley las personas titulares de derechos agrarios, mientras que la figura del Comisariado engendra la representación legal del núcleo agrario hacia lo externo.

Restringir la Asamblea General a derechohabientes puede llevar a que gran parte de la población de las comunidades tenga una participación marginal en la toma de decisiones (y seguido también en

la distribución de beneficios). Esto se agudiza en el contexto actual de cambios demográficos marcados por el envejecimiento de la población rural y la migración: mientras por una parte jóvenes y mujeres quedan excluidas, a veces muchos derechohabientes ya no viven en el ejido. La falta de acceso de jóvenes y mujeres a los derechos agrarios se asocia al patrón de transmisión de derechos a un único heredero, junto con el incremento de la esperanza de vida de los derechohabientes, la poca aplicación de las leyes agrarias dentro de los núcleos agrarios (p. ej.: para actualizar la lista de derechohabientes en coordinación con el Registro Agrario Nacional) y, la inexistencia de mecanismos de pensión en el país, lo que favorece que la población mayor retenga sus derechos agrarios a cambio de un cuidado en su etapa de tercera edad. A su vez, aunque el Comisariado no es más que el representante legal, las funciones que se concentran en esta figura llevan, en algunos casos, a dinámicas clientelares y corruptas, según varias personas entrevistadas.

Lo anterior no implica que todos los ejidos y las comunidades agrarias del país sufran de los mismos problemas. Al contrario, es importante reconocer que existen núcleos agrarios que han construido acuerdos propios, basados en usos y costumbres locales, para democratizar las formas de organización comunitaria (Concheiro y Robles, 2014). Tal como argumentan Merino y Ortiz (2013) “[...] la gestión y el aprovechamiento contemporáneo de los recursos forestales se han basado en la organización agraria local, que aun en medio de limitaciones y fallas importantes constituye la instancia local de participación y representación legítima más extendida en la sociedad rural del país”.

Aunque la mayoría de las dependencias hoy en día distribuyen programas asistencialistas individuales, los programas de CONAFOR, como el Pago por Servicios Ambientales (PSA), por ejemplo, se realizan mediante la celebración de un contrato entre CONAFOR y el núcleo agrario, representado por su Comisariado, cuya cuenta bancaria es receptora de los subsidios correspondientes. Este reconocimiento de la autoridad del ejido o de la comunidad refleja que los derechohabientes son los dueños *colectivos* de los bosques y selvas que se encuentran dentro de sus tierras. Pero personas entrevistadas también señalaron cómo estos programas han incidido en la ‘gobernanza’ de las áreas forestales de los núcleos agrarios. El contrato

con la CONAFOR, que establece las condiciones para que el núcleo agrario siga recibiendo los PSA durante el ciclo de cinco años, requiere cada vez de más acciones de prevención y vigilancia, para mitigar los riesgos de incendios en las áreas forestales, lo que genera en muchos casos pequeños sueldos para jornales y vigilantes comunitarios. En las Áreas de Acción Temprana REDD+ se apoya el fortalecimiento de la gobernanza ejidal, al definir o actualizar los ‘reglamentos internos’ de los ejidos (un documento legal que rige la gestión del territorio ejidal). Pero estos apoyos y experiencias se limitan a ‘zonas elegibles’ que define la CONAFOR y, a las regiones seleccionadas para pilotear REDD+. Fue notorio que ante preguntas sobre el futuro del sector de propiedad social en el país y en los dos estados del estudio, la mayoría de las personas entrevistadas fueron contundentemente pesimistas.

Estas limitaciones en capacidades y funciones de los diferentes niveles de gobierno, junto con el afán en gestionar los bienes comunes ante una conciencia creciente de la crisis ecológica, inspiran el surgimiento en años recientes de nuevas formas de gobernanza multinivel, en lo que se denomina “una transición de gobierno a gobernanza” (Arts y Visseren-Hamakers, 2012).

Nuevas Formas de Gobernanza Multi-Nivel

En el marco de la participación de México en los debates internacionales sobre mitigación y adaptación al cambio climático, surge en el país un nuevo marco institucional que fomenta la creación de comisiones para la coordinación entre secretarías y dependencias del gobierno mexicano. La Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC) es un espacio creado para enfrentar el problema recurrente de la falta de coordinación inter-institucional; sin embargo, su capacidad de incidencia es limitada, de acuerdo con las personas entrevistadas en el marco de esta investigación. Según muchos entrevistados, uno de los problemas principales es la falta de coordinación entre el sector ambiental y SAGARPA, ante el presupuesto considerable que maneja esta última para actividades productivas: “Falta comunicación con SAGARPA. La CICC es el espacio donde se debería presionar para que participen, pero la CICC sesionó solo una vez para inaugurarla y desde entonces no han habido

reuniones”, según un representante de una asociación civil de Chiapas (entrevista, octubre 2014, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas). La mayoría de las personas entrevistadas considera que muchos de los nuevos órganos creados en el marco de las acciones ante el cambio climático son más protocolarios que espacios de toma de decisión.

Si la coordinación inter-institucional dentro del gobierno federal es limitada, es interesante señalar la cantidad de nuevas redes que traspasan los niveles de gobierno, uniendo actores desde lo local hasta lo internacional, en el marco de los debates sobre cambio climático. Algunos ejemplos incluyen la coordinación inter-estatal en la Península de Yucatán que emana de la celebración de la Conferencia de las Partes (COP-16) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) en Cancún en 2010. Otro caso reside en el Grupo de trabajo de los Gobernadores sobre Clima y Bosques (GCF), una colaboración sub-nacional, única, entre 29 estados y provincias de 8 países que busca promover REDD+ (Nepstad *et al.*, 2013). Otro ejemplo de colaboración multinivel en el marco de las acciones tempranas REDD+ es la Alianza México-REDD+, una alianza entre ONGs nacionales e internacionales que opera con fondos de la Agencia de Desarrollo Internacional de los Estados Unidos de América (USAID).

Uno de los retos principales que enfrentan estas redes de gobernanza multinivel ha sido incluir la participación de los engranes más “bajos” del aparato del gobierno, que serían los municipios y las autoridades agrarias. Estas redes se limitan a “buenas prácticas”, de alcance reducido según algunos críticos entrevistados, mientras que las comunidades reciben poca información sobre sus iniciativas. En el contexto del rechazo abierto por parte de algunos movimientos sociales a programas internacionales de conservación (p. ej., en la zona zapatista de Chiapas), muchas ONGs que trabajan con financiamiento de acciones tempranas REDD+ han decidido no hablar de REDD+ como tal ante las comunidades, sino de cambio climático. Esto va en dirección contraria a la rendición de cuentas (Fox, 2015), además de representar una contravención a los principios del derecho de los pueblos indígenas a la consulta previa e informada sobre proyectos de desarrollo en su territorio, tal como es establecido en el Convenio 169 de OIT (Organización Internacional del Trabajo) y otras declaraciones internacionales; derechos garantizados en el Art. 133 de la Constitución

Política del país.

Por otra parte, existen ejemplos interesantes de coordinación multinivel e interinstitucional en México que buscan sobrepasar estos obstáculos. Estas excepciones a la regla se pueden encontrar en situaciones de coordinación para el manejo del fuego y en algunos casos de gestión de cuencas. En un caso ilustrativo de adaptación social, un incendio puede ser la chispa de nuevas formas de coordinación inter-institucional. El contexto de crisis genera las condiciones para la gobernanza multinivel, con brigadas comunitarias que se coordinan con centros operativos municipales e instancias de protección civil del nivel federal. Esto fue el caso por ejemplo de la Reserva de la Biosfera El Ocote, en el oeste de Chiapas, donde la coordinación inter-institucional en el marco de la respuesta a los incendios en 1998 y en 2003 llamó la atención de ONGs nacionales e internacionales, quienes financiaron actividades claves en torno al manejo del fuego, la restauración y la captura de carbono. Durante un periodo, motivados por la necesidad de evitar la pérdida de más vegetación en la región y con el liderazgo de la dirección de la reserva, se crearon las condiciones para la participación y la colaboración. Sin embargo, el financiamiento fue irregular y las alianzas a veces dependen de personajes más que de convenios entre instituciones. A pesar de quizá perder *momentum* en años recientes, las acciones en torno al control de fuego en Reserva del Ocote han dejado un antecedente de colaboración.

Un segundo ejemplo reside en la gestión de cuencas. La gestión de cuencas ha tenido resultados escuetos en muchos casos (Kauffer y Medina, 2014). Sin embargo, en casos específicos de la Sierra Madre de Chiapas, por ejemplo, la coordinación entre instituciones federales tales como la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y ayuntamientos, se favorece cuando la cuenca en cuestión coincide con la delimitación del municipio. Este es el caso de la cuenca Cuxtepeques en la región Frailesca (Chiapas), donde la gestión operativa de la cuenca cuenta con personal capacitado y comprometido que ha mantenido sus funciones más allá del cambio trienal del gobierno municipal. El éxito de la gestión de esta cuenca no solo se beneficia del hecho que la cuenca Cuxtepeques coincide con la demarcación política del municipio de La Concordia, sino también por la presencia del Distrito de Riego núm. 101, lo que ha facilitado la coordinación con otras instituciones tales como SAGARPA, a la vez que

se ha logrado canalizar diversos programas de apoyo hacia los diferentes sectores productivos usuarios de la cuenca, según entrevistas con gestores y usuarios de la misma.

Las Juntas Intermunicipales

La debilidad de los gobiernos municipales rurales ha sido reconocida como un obstáculo central para el desarrollo sustentable. Limitadas capacidades humanas, un marco institucional débil, la falta de recursos y la intromisión de partidos políticos, se complementan con una falta de enfoque territorial y la poca colaboración entre municipios vecinos para atender problemas compartidos (Graf *et al.*, 2006; Padilla *et al.*, 2009). Según González (2012), estas limitaciones, junto con “la constante presión de diversos grupos de interés [...] colocan a las autoridades municipales frente a la permanente tentación de ceder a actos de corrupción, en temas ligados a cambio de uso de suelo, acceso a recursos naturales y autorizaciones de ciertos tipos de obras o actividades económicas”.

En el marco de las acciones tempranas REDD+ han surgido las juntas intermunicipales como un nuevo modelo de gobernanza territorial. Estas juntas plantean la coordinación de varios ayuntamientos alrededor de problemáticas concretas, sea para el manejo de residuos sólidos, la gestión de una cuenca o la planeación de una región costera. La primera junta intermunicipal en consolidarse en este marco ha sido la “Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del Río Ayuquila” (JIRA), formada en 2007 en la cuenca baja del río Ayuquila de Jalisco. Según un miembro del Consejo de Administración de la JIRA, ésta es “una instancia asesora de los municipios, no suplimos los ayuntamientos, sino que garantizamos la transparencia y generamos un clima de no-corrupción” (entrevista, abril 2015, Uxmal, Yucatán). Según este entrevistado, la creación de la JIRA llevó a los ayuntamientos a formar sus correspondientes Direcciones de Ecología, mientras que ha logrado consolidar obras de manejo de residuos con el apoyo de fondos nacionales y fundaciones internacionales. Sin embargo, los miembros de las Juntas Intermunicipales identifican como desafío central la continuidad tras el trienio municipal, ya que con el cambio de administración no solo cambia el personal, sino que “desaparece toda la información”, tal como lo ha denunciado un miembro de la JISOC

(Junta Intermunicipal de la Sierra Occidental y la Costa de Jalisco), entrevistado en abril 2015.

La transición gubernamental a nivel municipal ha sido un desafío también en la creación de la Junta Intermunicipal Biocultural del Puuc (JIBIOPUUC), una experiencia innovadora de gestión del territorio desde la visión biocultural que se está impulsando actualmente en la región sur de Yucatán. Esta iniciativa surge de la colaboración interinstitucional en el marco de los compromisos de la COP-16 en Cancún en 2010. Por medio de la cooperación entre la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA) del estado de Yucatán, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), las áreas de AT-REDD+ de CONAFOR y ONGs, en 2011 se logra el decreto de la Sierrita de Ticul – uno de los últimos macizos forestales del estado – bajo el nombre de Reserva Biocultural del Puuc, con 135 848 ha. La JIBIOPUUC ha sido conceptualizada como una “unidad táctica” para la gestión de la reserva biocultural, según el actual Secretario de Medio Ambiente, que operaría con representatividad de los cinco ayuntamientos presentes en la reserva, junto con CONAFOR, SEDUMA y representantes de los sectores de la población local (entrevista, febrero 2015, Mérida, Yucatán). Según el titular de la SEDUMA, la frase “se prohíbe” no se encuentra en el Programa de Manejo de la reserva biocultural, que propone una serie de estrategias de desarrollo sustentable para la región. El modelo de junta intermunicipal que se promueve desde CONAFOR – con financiamiento de la Comisión Europea – se fortalece mediante la creación de órganos adicionales de participación social. Es así que ONGs internacionales de desarrollo han financiado la creación de un Comité de Usuarios con representantes ejidales. Para fomentar la representatividad social (ya que el Comité de Usuarios contempla solo autoridades ejidales, que tienden a ser hombres mayores), se enfatizó en 2015 la creación de un Consejo Ciudadano.

El Consejo Ciudadano, por su parte, se propone con una representación del sector social, pero también de otros sectores que inciden en la reserva, desde ONGs, academia, propietarios privados, empresas turísticas y técnicos forestales. Según un miembro de una ONG de Yucatán, el Consejo Ciudadano es una representación de segundo nivel, que se vincula al territorio por medio del Comité de Usuarios, y que actúa como “bisagra” entre el territorio y la JIBIOPUUC al filtrar información de los programas de gobierno

implementados en la reserva (entrevista, junio 2015, Mérida, Yucatán). Aunque es demasiado temprano para identificar resultados concretos, la propuesta de la JIBIOPUUC y el caleidoscopio de actores que participan en su formación presentan un ejemplo interesante de gobernanza territorial multinivel. A la vez, es importante señalar que es un modelo exógeno, que se basa en un decreto gubernamental previo. Además, supone que existe un interés local en construir mecanismos más democráticos para la gestión del territorio y las capacidades para hacerlo; falta aún ver si será apropiado por la población local en el largo plazo.

La adopción del modelo de juntas intermunicipales por parte de CONAFOR responde no solo a la influencia de ciertos individuos que participaron en el diseño del programa en su momento, sino también a un requisito legal y administrativo. Al ser un órgano público descentralizado (OPD), la figura legal de las juntas intermunicipales le permite recibir fondos públicos y a su vez implementar programas en el territorio. Es así que las juntas intermunicipales cumplen con los criterios para considerarse un Agente Público de Desarrollo Territorial (APDT), contraparte obligatoria en el nuevo modelo de operación de CONAFOR en las acciones tempranas REDD+ (Deschamps *et al.*, 2015).

Otra APDT que existe en México es la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), una comisión intersecretarial creada en 1992 con carácter permanente. En las regiones prioritarias de CONAFOR donde los intentos de crear coordinaciones intermunicipales han fracasado, la CONABIO ha sido el APDT favorecido para la implementación de las acciones tempranas REDD+. Es así que CONABIO es el referente central del “Programa Especial para la conservación, restauración y aprovechamiento sustentable de la selva Lacandona” (PESL, el programa con mayor financiamiento ejercido de las acciones tempranas REDD+), a la vez que se perfila como actor central en el diseño de los Programas de Inversión en el marco de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) de México ante el *Forest Carbon Partnership Facility* del Banco Mundial. La propuesta de IRE y los fondos del Banco Mundial asociados, que se invertirán de 2016 a 2020, marcan la pauta de la próxima fase de implementación de acciones tempranas REDD+ en México, en lo que se perfila como una transición de programas REDD+ (con indicadores claves como la medición de emisiones) a la promoción

del desarrollo bajo en emisiones (con indicadores de resultados relacionados con el cumplimiento de actividades propuestas).

Gobernanza en Red Impulsada desde el Mercado

También aparecen en tiempos recientes nuevas formas de gobernanza en red, creadas ya no desde las políticas gubernamentales o iniciativas de la comunidad internacional, sino desde empresas privadas y necesidades precisas del mercado. Se considera importante documentar y dar seguimiento a dichas experiencias, para analizar sus impactos en el tejido social, la economía regional, y la sustentabilidad ambiental. Será de interés especial considerar su posible contribución a la innovación, en aumentar las capacidades locales y en generar alternativas de ingreso para la población local.

Una nueva actividad que se promueve actualmente en la Sierra Madre de Chiapas es la extracción de resina de los bosques de pino. Aunque en los años 1960 hubo extracción de resina en la zona, la empresa mexicana Alen del Norte S.A. de C.V. (que fabrica el producto de limpieza “Pinol[®]”) empezó a promover la actividad en 2011, celebrando reuniones informativas con ejidos convocados por los ayuntamientos correspondientes. Para noviembre 2014 participan en el proyecto un total de 14 ejidos, con diferentes niveles de avances en el proceso de capacitación, obtención de permisos y producción. El respaldo de diversas instituciones, desde CONAFOR a SEMARNAT, junto con el apoyo de los municipios, ha sido clave en el éxito de este proyecto, que permite, incluso, que Chiapas sea el único estado del país con permisos de extracción de resina dentro de áreas naturales protegidas.

La empresa se interesa en la región para tener acceso a la resina de alta calidad que se encuentra en sus bosques naturales, particularmente los árboles de *Pinus Oocarpa*. A su vez, es sin lugar a dudas una actividad de manejo forestal atrayente para las comunidades forestales, ya que conlleva limitadas jornadas laborales (una por semana) y un ingreso constante (con pagos mensuales). En casos exitosos de coordinación multi-nivel, algunos ejidos con permisos de extracción de resina se complementan con permisos de aprovechamiento de madera y otros apoyos de CONAFOR tales como limpieza de áreas boscosas. Por ejemplo, en el ejido La Paz, municipio Ángel Albino

Corzo (Chiapas), apoyos de CONAFOR para el chapeo del bosque se distribuyen en la Asamblea General, en un ejemplo de beneficios indirectos del grupo de resina (una docena de productores) a la colectividad del ejido. A pesar de buenos resultados iniciales, la producción aun no alcanza los niveles deseados por la empresa. Un representante de Alen del Norte identifica como obstáculos problemas en la construcción de acuerdos con los ejidos, pero también la falta de despachos forestales capacitados en las demandas específicas del sector (entrevista, Noviembre 2014, Jaltenango de la Paz, Chiapas). La apuesta de Alen del Norte de impulsar la producción por medio del sector social (ejidos) es explícitamente temporal, como estrategia de transición mientras entra en producción su plantación forestal comercial de 5000 ha en Las Choapas, Veracruz.

La propuesta de extracción de resina ha logrado introducir una nueva fuente de ingreso para algunas comunidades de la región. A su vez que los productores de resina obtienen ingresos constantes, un acuerdo implícito entre CONAFOR y la empresa ha fomentado que los ejidos con permisos de extracción sean favorecidos por otros programas de apoyo. De la misma manera, para obtener los permisos de extracción los ejidos han contado con la asesoría de despachos y técnicos (financiados por programas de CONAFOR) para realizar mejoras en los instrumentos de gobernanza local: en el marco de la colaboración del grupo inter-institucional para la extracción de resina, ejidos han obtenido no solo capacitaciones, sino también han logrado registrar el Reglamento Interno del ejido y realizar ordenamientos territoriales comunitarios. Estos instrumentos de gobernanza local no solo pueden servir para fortalecer el respeto hacia acuerdos internos de gestión, sino que también facilitan que los núcleos agrarios establezcan acuerdos y contratos con actores externos – si es que son aprovechados de manera correcta (Libert, 2013).

De esta manera, se observa que estas nuevas formas de gobernanza en red permiten fomentar la innovación y el cambio. Sin embargo, es sumamente pertinente reiterar una pregunta clave: ¿quién se beneficia?, y ¿quién no? Es así que debates de equidad y legitimidad en el acceso a los beneficios deben formar un componente central de los análisis del cambio en la gobernanza ambiental (McDermott *et al.*, 2012; Ituarte-Lima *et al.*, 2014).

CONCLUSIONES

- Este escrito presenta información actualizada sobre el proceso de gobernanza de los bosques en México. Se ilustra la transición de gobierno a gobernanza y se muestra que a pesar de un marco jurídico reformado, las atribuciones de los diferentes niveles de gobierno sobre bosques y selvas pueden parecer ambiguas. A la vez, se discuten los límites y obstáculos que los diferentes niveles de gobierno encuentran en la gestión de los recursos forestales y el desarrollo bajo en emisiones. Más allá de las iniciativas hacia la descentralización (que busca la integración vertical entre niveles de gobierno), se presenta posteriormente una serie de iniciativas hacia la gobernanza multi-nivel (que propone también una integración horizontal entre sectores de la sociedad) actualmente siendo puestos en práctica en el sureste de México.

- En este artículo se ha buscado vislumbrar los debates que surgen en la construcción de acuerdos entre actores diversos sobre la gestión del territorio. El marco de las acciones tempranas REDD+ y la presión internacional para entablar estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático crean un escenario idóneo para la innovación en los arreglos entre sociedad y gobierno. La entrada en el escenario de nuevos actores, la cantidad significativa de fondos dedicados al pilotaje de iniciativas y, los cambios en la opinión pública, generan condiciones óptimas para atender los problemas identificados en el *estatus quo*. Sin embargo, surgen dudas sobre las posibilidades y capacidades para aprovechar esta coyuntura para renovar. Aunque exista una voluntad explícita hacia la participación democrática de la sociedad civil en la *res publica* (esfera pública), la reproducción de modelos clientelares, el tráfico de influencias y el centralismo autoritario se presentan como firmes obstáculos. En el caso de México, la transición de gobierno a gobernanza y la creación de nuevos arreglos para enfrentar los desafíos ambientales han sido lentas y, en casos especiales, dependiente de coyunturas concretas que han permitido superar inercias sectoriales y crear ambientes de colaboración. Hasta ahora, las historias de éxito en este sentido son limitadas, caracterizadas por múltiples intervenciones de ONGs, financiamiento externo y personajes claves capaces de promover innovación. Esto está creando territorios con nichos

privilegiados en términos de la presencia de ciertos actores y apoyos, pero rodeados de espacios que siguen en dinámicas de deforestación y degradación, sujetos a las demandas de mercados lejanos que determinan en gran parte las dinámicas de cambio de uso de suelo.

- Encontrar, mantener y ajustar sistemas y estructuras de gobernanza ambiental con la capacidad de enfrentar la actual crisis ambiental y climática es, desde luego, un enorme reto. Sin duda se debe buscar un camino que aproveche de las fortalezas de todos los potenciales actores y ámbitos de gobernanza ambiental, desde acuerdos internacionales (legítimos) a comunidades locales (empoderadas) a incentivos económicos (equitativos). Sin embargo, es imprescindible reconocer el carácter político de la gobernanza. No existe un mundo en donde actores son racionales, obedientes y cuentan con las mismas capacidades y oportunidades para perseguir sus metas (individuales), sino existen intereses, conflicto, poder y vulnerabilidades. Formas innovadoras de gobernanza se construyen en contextos políticos concretos en donde operan actores específicos y culturas políticas particulares. Por esto y mucho más, se requiere de un grado de realismo político para que las nuevas estructuras de gobernanza no fracasen.

- Al final de cuentas, la cuestión de la democracia se vuelve central para la gobernanza por dos principales razones. En primer lugar, las deficiencias en la democracia y el déficit de ciudadanía a nivel regional y nacional impactan en cualquier esfuerzo de 'nueva' gobernanza en el ámbito ambiental (Legorreta y Márquez, 2012); no se puede desvincular gobernanza de gobierno y prácticas políticas. En segundo lugar, los nuevos arreglos de gobernanza han producido nuevo 'gobernantes' (instancias internacionales, Consejos Técnicos, ONGs internacionales y locales, etc.) que no provienen de un mandato democrático; muchas veces no queda claro quiénes son, a quienes representan y qué deciden (Arts y Visseren-Hamakers, 2012). Los desafíos socio-ambientales son más tenaces a cada día, tal como nos lo confirman los datos empíricos y la ciencia misma. Se considera que los diversos impulsos por enfrentar estos desafíos serán exitosos en la medida que se construyan sobre los pilares democráticos de la transparencia y la legitimidad.

LITERATURA CITADA

Angelsen, A., M. Brockhaus, W. D. Sunderlin, and L. V. Verchot. 2012. *Analysing REDD+: Challenges and choices*. CIFOR. Bogor, Indonesia.

- Arts, B. and I. Visseren-Hamakers. 2012. Forest Governance: A state of the art review. pp. 241-257. *In*: B. Arts, S. van Bommel, M. Ros-Tonen, and G. Verschoor. *Forest-people interfaces: Understanding community forestry and biocultural diversity*. Wageningen Academic Publishers. Wageningen, Holanda.
- Baker, R., J. Carrillo y A. Silverman. 2014. *El desarrollo de un Sistema Nacional de Salvaguardas para REDD+ en México: Un caso para el valor de la orientación internacional*. BiC, CEMDA, CIEL. México D.F.
- CCMSS (Consejo Civil Mexicano de Silvicultura Sostenible). 2015. *México necesita una reforma legal de fondo para sus bosques y selvas*. Monitoreo de Políticas Públicas, nota informativa 41. México, D. F.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2015a. *Modelo de intervención en las áreas de acción temprana REDD+*. CONAFOR. Zapopan, Jalisco.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2015b. *Estrategia nacional para REDD+ (para consulta pública)*. CONAFOR. Zapopan, Jalisco.
- Concheiro, B. L. y H. Robles B. 2014. Tierra, territorio y poder a cien años de la reforma agraria en México: Lucha y resistencia campesina frente al capital. pp. 181-224. *In*: Almeyra G., L. Concheiro, J. M. Mendes y C. W. Porto-Gonçalves (eds.). *Capitalismo: tierra y poder en América Latina (1982-2012)*. Vol. III, UAM. México D.F.
- Deschamps, P., B. Zavariz e I. Zúñiga. 2015. *Revisión de la implementación de REDD+ en México: Análisis de los programas especiales en áreas de acción temprana REDD+*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible. México D. F.
- Evans, J. P. 2012. *Environmental Governance*. Routledge. Oxford, UK.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2015. *Agroecology to reverse soil degradation and achieve food security*. Plant Production and Protection Division. Roma, Italia.
- Fox, J. 2015. Social accountability: hat does the evidence really say? *World Dev.* 72: 346-361.
- Fox, J. 2007. *Accountability politics: Power and voice in rural Mexico*. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Galaz, V. 2014. *Global environmental governance, technology and politics: The Anthropocene gap*. Edward Elgar Publishing. Cheltenham, UK.
- Gallemore, C., M. Di Gregorio, M. Moeliono, M. Brockhaus, and R. Prasti. 2015. Transaction costs, power, and multi-level forest governance in Indonesia. *Ecol. Econ.* 114: 168-179.
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz G., A. Encina R., A. Jones, P. Krasilnikov, S. B. Mendonça, M. L. Montanarella, O. Muñoz U., P. Schad, M. I. Vara R. y R. Varga. 2014. *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe*. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. Luxemburgo.
- González F. de la P., R. 2012. *Crónica de la creación y desarrollo de la junta intermunicipal de medio ambiente para la gestión integral de la cuenca baja del Río Ayuquila. Diagnósticos y Estrategias para el Fortalecimiento de Instituciones*, S.A. de C.V. <http://www.alianza-mredd.org/cronica-de-la-creacion-y-evolucion-de-la-jira-y-modelo-de-gobernanza-para-redd/> (Consulta: junio 10, 2015).

- Graf, M. S., E. Santana C., L. M. Martínez R., S. García R., and J. J. Llamas. 2006. Collaborative governance for sustainable water resources management: The experience of the Inter-municipal Initiative for the Integrated Management of the Ayuquila River Basin, Mexico. *Environ. Urban.* 18: 297-313.
- Harbers, I. 2014. States and strategy in new federal democracies: Competitiveness and intra-party resource allocation in Mexico. *Party Polit.* 20: 823-835.
- Ituarte-Lima, C., M. Schultz, T. Hahn, C. McDermott, and S. Cornell. 2014. Biodiversity financing and safeguards: Lessons learned and proposed guidelines. *SwedBio/Stockholm Resilience Centre.* Estocolmo, Suecia.
- Kauffer, E. y L. Medina. 2014. Entre conflictos y cooperación. Pensar las cuencas transfronterizas a la luz de sus actores sociales. *Regions Cohesion* 4: 30-53.
- Kütting, G. and R. Lipschutz. 2009. *Environmental governance: Power and knowledge in a local-global world.* Routledge. New York, NY, USA.
- Legorreta Díaz, C. y C. Márquez Rosano. 2012. Democracia, desigualdad y política ambiental en las reservas de la biosfera en México. Un enfoque Interdisciplinario. pp 269-294. *In:* L. Durand, F. Figueroa y M. Guzman (eds.). *La naturaleza en contexto: Hacia una ecología política mexicana.* CRIM/CEIICH-UNAM y El Colegio de San Luis, A.C. México D.F.
- Lemos, M. C. and A. Agrawal. 2006. Environmental governance. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 31: 297-325.
- Lewis, S. L., P. Brando, O. Phillips, G. van der Heijden, and D. Nepstad. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331: 554-555.
- Libert, A. 2013. Creative experiences in participative territorial management in Latin America. pp. 663-666. *In:* C. Newman, Y. Nussaume, and B. Pedroli (eds.). *Landscape and imagination: Towards a new baseline for education in a changing world.* UNISCAPE y UNESCO. Paris, Francia.
- Madrid, L., J. Nuñez, G. Quiroz y Y. Rodríguez. 2009. La propiedad social forestal en México. *Invest. Amb.* 2: 179-186.
- Martin, C. 2015. *On the edge. The state and fate of the world's tropical rainforests. A report to the Club of Rome.* Greystone Books y David Suzuki Foundation. Berkeley, CA, USA.
- Martínez, N. e I. Espejel. 2015. La investigación de la gobernanza en México y su aplicabilidad ambiental. *Econ. Soc. Territorio* 15: 153-183.
- McDermott, M., S. Mahanty, and K. Schreckenberg. 2012. Examining equity: A multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. *Environ. Sci. Pol.* 33: 416-427.
- Merino, L. y G. Ortiz. 2013. Encuentros y desencuentros: Las comunidades forestales y las políticas públicas en tiempos de transición. UNAM-Miguel Ángel Porrúa. México D. F.
- Merino, L. y A. Martínez. 2014. A vuelo de pájaro. Las condiciones de las comunidades con bosques templados en México. CONABIO. México D. F.
- Nepstad, D., W. Boyd, C. Stickler, T. Bezerra, and A. Azevedo. 2013. Responding to climate change and the global land crisis: REDD+, market transformation and low-emissions rural development. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 368: 20120167.
- Olmeda, J. C. 2014. El péndulo descentralización-recentralización y su aplicación a la reforma educativa en México. *Rev. Rel. Int. Estra. Seg.* 9: 143-164.
- Padilla L., J. T., S. Graf M. y E. Santana C. 2009. Alternativas para una Nueva Gobernanza Social: Intermunicipalidad y Desarrollo Territorial. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., México.
- Piketty, M. G., R. Pocard-Chapuis, I. Drigo, E. Coudel, S. Plassin, F. Laurent, and M. Thâles. 2015. Multi-level governance of land use changes in the Brazilian Amazon: Lessons from Paragominas, State of Pará. *Forests* 6: 1516-1536.
- Rantala, S., R. Hajjar, and M. Skutsch. 2014. Multilevel governance for forests and climate change: Learning from Southern Mexico. *Forests* 5: 3147-3168.
- Ravikumar, A., M. Kijazi, A. M. Larson, and L. Kowler. 2015. *Project guide and methods training manual.* CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Ribot, J., A. Agrawal, and A. B. Larson. 2006. Recentralizing while decentralizing: how national governments reappropriate forest resources. *World Dev.* 34: 1864-1886.
- Saito-Jensen, M. 2015. Theories and methods for the study of multilevel environmental governance. CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Steffen, W., A. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockström, M. Scheffer, H. Schellnhuber, and U. Svedin. 2011. The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *AMBIO* 40: 739-761.

CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE MÉXICO: INVESTIGACIÓN Y POLÍTICAS PÚBLICAS

Organic Carbon in Agricultural Soils of Mexico: Research and Public Policy

Helena Cotler^{1‡}, Mario Martínez² y Jorge D. Etchevers²

¹ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. 3000, Circuito Exterior s/n, Del. Coyoacán, Cd. Universitaria, 04510 México, D. F.

[‡] Autora responsable (helenacotler@gmail.com)

² Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México, México.

RESUMEN

El análisis de una extensa revisión bibliográfica sobre la investigación en conservación de carbono en suelos de México muestra que prácticas de agricultura de conservación y diversos sistemas de producción tradicionales pueden incrementar de manera considerable el carbono orgánico en suelos, lo que repercute en su resistencia ante el impacto de la lluvia, mejora la tasa de infiltración y la cantidad de agua disponible, incrementa el contenido de la biomasa microbiana, disminuye la erosión y mitiga la emisión de gases de efecto invernadero. La relevancia que adquiere la calidad de los suelos en la seguridad alimentaria y en los impactos ambientales, incluyendo el cambio climático, explica la importancia de su incorporación en las políticas públicas del país. Sin embargo, la revisión de instrumentos de política pública del presente sexenio (2013-2018) expone grandes vacíos y contradicciones que se presentan a través de ejemplos concretos de acciones. El escaso presupuesto destinado a la conservación de suelos (2.12% del presupuesto total de SAGARPA en 2014) aplicado mayormente (más de 80%) a infraestructura hidráulica señala por un lado, la ausencia del reconocimiento del suelo como medio para infiltrar y retener agua; y por el otro, la incipiente incorporación de los estudios sobre carbono en suelos en los instrumentos de política pública correspondientes. Se identifican varios aspectos necesarios para mejorar la transversalidad en torno a la conservación de carbono en suelos: (i) generar políticas públicas que reconozcan las funciones y los servicios ecosistémicos que proveen los suelos, (ii) fortalecer la institucionalidad acerca del tema de suelos, (iii) incentivar los programas de conservación de suelos *in situ*, que incorporen carbono a través de la promoción de agroecosistemas adaptados a las diversas condiciones territoriales.

Palabras clave: *agricultura de conservación; agroecosistemas; adaptación; transversalidad.*

SUMMARY

The analysis of an extensive literature review on research into carbon storage in soils of Mexico shows that conservation agriculture and various traditional agroecosystems can significantly increase organic carbon in soils, which in turn affects their resistance to impact raindrop, improves infiltration rate and the amount of water available, increases the content of microbial biomass, reduce erosion, and mitigate the emission of greenhouse gases. The importance acquired by the soil quality on food security and environmental impacts, including climate change, explains the importance for inclusion in public policy. However, the review of public policy instruments of the current governmental period (2013-2018) exposes large gaps and contradictions that arise through concrete examples of actions. The low budget for soil conservation (2.12% of the total budget in 2014 of SAGARPA) applied mostly (over 80%) on water infrastructure, shows on the one hand, the absence of recognition of soil as a means to infiltrate and retain water; and on the other hand, the incipient incorporation of soil carbon studies in the corresponding instruments of public policy. We identified several aspects needed to improve mainstreaming around soil carbon conservation: (i) generate public policies that recognize the functions and ecosystem services provided by soils (ii) strengthening institutionalality on the subject of soils (iii) encourage conservation programs *in situ* that incorporate carbon through the promotion of agro-ecosystems adapted to the various territorial conditions.

Index words: *conservation agriculture; agroecosystems; adaptation; transversality.*

Como citar este artículo:

Cotler, H., M. Martínez y J. D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación políticas públicas. *Terra Latinoamericana* 34: 125-138.

Recibido: septiembre de 2015. Aceptado: enero de 2016.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 125-138.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo institucional y el fortalecimiento académico de la ciencia del suelo en México dieron pie a la construcción de políticas públicas que definieron y marcaron la actividad agropecuaria en el país a mediados del siglo pasado (Ortiz, 1993; McIntire, 1994).

Desde entonces, los programas de conservación de suelos han estado inmersos en las políticas públicas. En un inicio, el énfasis se orientó hacia la difusión, la capacitación e implementación de diversas prácticas y obras de conservación de suelos a nivel regional (terrazas, abonos verdes, huertos familiares y módulos demostrativos), cuyos programas siempre operaron con poco presupuesto y personal (Martínez, 1999). Con el transcurso del tiempo, la esencia de los programas cambió haciendo hincapié en la construcción de obras estructurales como terrazas de diferentes tipos, pequeños bordos de almacenamiento, obras de riego y abrevaderos (Plan Benito Juárez, 1972-1982) que requirieron de manuales de conservación del suelo y agua que elaboró el Colegio de Postgraduados (Anaya *et al.*, 1991). Posteriormente (a partir de 1985) se consideró un enfoque más agronómico con los programas de labranza de conservación y del MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) en apoyo a la conservación, producción y mejoramiento de la calidad del suelo por sus aportaciones de materia orgánica, aunque la importancia dada en términos presupuestales y humanos siguió la misma tendencia (Cotler *et al.*, 2007).

La literatura científica demuestra que los suelos proveen servicios ambientales indispensables para asegurar la seguridad alimentaria, el mantenimiento de la biodiversidad y la regulación hidrológica, entre otros. Asimismo, los suelos constituyen la mayor fuente de carbono orgánico en los ecosistemas terrestres (Batjes, 1996), pudiendo duplicar el contenido de C que se encuentra en la atmósfera (Schlesinger y Andrews, 2000). En México, el manejo de los suelos agrícolas es responsable del 6.21% de la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) (SEMARNAT-INECC, 2012). La quinta comunicación nacional ante la Convención de Naciones Unidas menciona que las causas corresponden a la práctica intensiva de la labranza y el uso de fertilizantes (Presidencia de la República, 2014).

En las últimas décadas, las políticas públicas dirigidas hacia el sector agropecuario han generado numerosas externalidades negativas (Yúnez, 2010; Robles Berlanga, 2012) y han tenido influencia en el incremento de la degradación de los suelos, la cual afecta alrededor del 45% de la superficie del país (Semarnat-Colegio de Postgraduados, 2002).

La calidad de los suelos, puede ser entendida como “la condición del suelo para mantener el crecimiento de las plantas sin causar degradación de suelos o daño ambiental” (Acton y Gregorich, 1995) o bien interpretarse como la utilidad de éste “para un propósito específico en una escala amplia de tiempo”. La calidad del suelo la constituye el estado de sus propiedades dinámicas como el contenido de materia orgánica, la diversidad de organismos o los productos microbianos en un tiempo particular (Bautista *et al.*, 2004) y otros, llamados indicadores de la calidad del suelo. La intensidad y calidad de la materia orgánica que se agregue al suelo afecta, en consecuencia, la calidad del suelo, misma que será función de la tasa con que ésta pasa a formar parte del carbono orgánico del suelo (COS). El concepto de COS es amplio y va desde materiales que pasan la malla de 2mm donde son distinguibles los restos celulares, hasta productos finales de la transformación de los productos orgánicos, que son estructuras moleculares complejas que contienen abundancia de grupos fenólicos y carboxílicos con distinto peso molecular. Estas últimas modifican la calidad del suelo, al proveer sitios de capacidad de intercambio, material cementante para constituir agregados, a diferencia de las primeras que solo constituyen fuente de energía para los microorganismos. Los compuestos orgánicos son necesarios tanto para la producción agrícola como para el mantenimiento de funciones ambientales. La presencia del carbono en los suelos incide sobre la formación y la estabilización de los agregados (de León-González *et al.*, 2000) que conlleva a una mayor resistencia ante el impacto de la gota de lluvia sobre la estructura de la superficie del suelo, mejora la tasa de infiltración y la capacidad de retención de agua en el suelo, incrementa el contenido de la biomasa microbiana y del reciclaje de nutrientes (Lal, 2004).

Sin embargo, la dinámica de los almacenes de carbono y su calidad es altamente influenciada ante cualquier modificación en las prácticas de manejo (Bernoux *et al.*, 2006), sobre todo aquellas que implican

la exposición y destrucción de los agregados del suelo. En ese sentido, desde hace varias décadas hay una amplia discusión sobre los impactos que la labranza convencional tienen sobre la calidad de los suelos (Lal, 2007). La inversión del suelo, la destrucción de los agregados por los implementos agrícolas desprotege y expone a la intemperie a la materia orgánica que está ocluida en pequeños agregados (Matus, 1994), la cual puede oxidarse como dióxido de carbono (CO₂) (Robert, 2001; Bedard-Haughn *et al.*, 2006); mientras que cuando los residuos se quedan en la superficie del suelo, su incorporación se realiza mediante la actividad de la edafofauna, sin rompimiento de agregados, donde la materia orgánica puede permanecer inmovilizada (Dendooven *et al.*, 2012). En México, el cultivo de maíz, que cubre más del 60% de las tierras de temporal (SIAP-SAGARPA, 2014) está sujeto, en su mayoría, a una labranza convencional. En este sistema los suelos quedan desnudos más de seis meses después de la cosecha, ya que los residuos aéreos son removidos para alimento del ganado, como pastoreo directo o bien son quemados. La pérdida de la materia orgánica conlleva a una pérdida de fertilidad, a la reducción de la capacidad de retención de humedad y la pérdida de productividad, lo cual se refleja en la necesidad de aumentar la aplicación de fertilizantes para mantener los rendimientos (Harrington, 1996; Govaerts *et al.*, 2006; Alonso y Aguirre, 2011). Es así que quizás uno de los grandes problemas que enfrentan los agricultores al laborear el suelo es la paulatina pérdida de materia orgánica (Crovetto, 1996).

Por otro lado, la agricultura juega un papel importante en los flujos de dióxido de carbono y por ello, puede convertirse en un medio para desacelerar la emisión de gases de efecto invernadero (García *et al.*, 2015) a través del secuestro de carbono por sistemas agrícolas sustentables (Robertson *et al.*, 2000). Para ello es necesario identificar las mejores prácticas de manejo por agroecosistema que conlleven al secuestro y a la estabilización del carbono en el suelo (García *et al.*, 2015).

Actualmente es ampliamente reconocido que la adopción de la agricultura de conservación puede incrementar el contenido de carbono en los suelos, al reducir su movimiento para la siembra, mantener una cobertura vegetal permanente o semi-permanente sobre la superficie del suelo y promover la rotación de cultivos, además de generar numerosos beneficios agronómicos, como el control de malezas y plagas y,

el enriquecimiento de nutrientes (Follett *et al.*, 2005; Fuentes *et al.*, 2010; Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012). Esta “nueva” técnica retoma el conocimiento de diversas prácticas tradicionales que permiten la incorporación de carbono como medio para mejorar la calidad de los suelos. Entre ellas se encuentran los sistemas de milpa, cuya estructura y funcionamiento la caracterizan como resiliente y agrodiversa (Pool *et al.*, 2000; Pulido y Bocco, 2003; Arnés *et al.*, 2013; Bermeo, 2014) y otros sistemas agrosilvopastoriles adaptados al contexto socioambiental de diferentes regiones del país (Vergara-Sánchez *et al.*, 2004; Mendoza y Messing, 2005; Reyes-Reyes *et al.*, 2007; Flores-Delgadillo, 2011; Nahed-Toral *et al.*, 2013; Astier *et al.*, 2014).

Teniendo antecedentes de estudios que muestran que tanto sistemas de producción tradicionales como sistemas de agricultura de conservación conservan, en una determinada proporción, la materia orgánica en los suelos es importante identificar si los programas de política pública en México están promoviéndolos como medio para conservar la calidad de los suelos agrícolas y con ello promover el incremento de los rendimientos, la disminución de los procesos de erosión y la mitigación de la emisión de gases de efecto invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se procedió a una revisión de literatura en revistas internacionales y nacionales sobre los resultados experimentales y en campo de prácticas de conservación de suelos implementadas en áreas agrícolas en el territorio mexicano. La búsqueda consideró estudios que comparativamente hayan mostrado el impacto de la práctica de conservación sobre el contenido de carbono orgánico del suelo en el transcurso de varios años. Esta búsqueda se realizó a través de las palabras claves de “conservación de suelos”, “carbono” y “México” (en inglés y español).

Por otro lado, se revisó la literatura sobre políticas públicas relacionadas con temas agrícolas, ambiental y de cambio climático. Para ello se consideraron los instrumentos de política pública del presente sexenio (2013-2018), como el Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA, 2013) y en específico el presupuesto desglosado del 2014 de esta Secretaría, el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2013), la Estrategia Nacional

de Cambio Climático (ENCC) (SEMARNAT, 2013a) y el Programa Especial de Cambio Climático (Presidencia de la República, 2014).

RESULTADOS

Al igual que los estudios sobre erosión de suelos en México (Cotler *et al.*, 2010), los estudios sobre conservación de suelos se han realizado desde hace varias décadas. Entre ellos, se ha hecho hincapié de su impacto sobre la reducción de la erosión y los cambios sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos. Sin embargo, los trabajos relacionados con conservación de suelos y su efecto sobre la dinámica del carbono son relativamente recientes. Estos trabajos pueden dividirse en dos grandes grupos. Por un lado, se encuentran aquellos que se realizan principalmente en parcelas experimentales (CIMMYT, INIFAP, FIRA), ubicadas en el centro, occidente y norte de México, donde se han implementado diversos tipos de labranza de conservación con los cultivos dominantes de la región. Por otro lado, se cuentan con estudios basados en sistemas de producción tradicionales, realizados en campo, en diversos sitios del país. El conjunto de estos análisis permiten abarcar un amplio espectro de agroecosistemas.

Para el presente artículo se incluyeron diez trabajos sobre labranza de conservación y seis sobre sistemas de producción tradicionales y sus respectivos efectos sobre los cambios en los contenidos de carbono (Figura 1 y Cuadro 1).

De los Casos de Labranza de Conservación

La mayoría de los estudios experimentales relacionados con la labranza de conservación se han implementado en climas templados con cultivos de cereales, en condiciones de temporal y de riego, sobre los tipos de suelos más utilizados en la agricultura, como Vertisoles, Pheozems y Andosoles. En todos los casos, los resultados muestran un mayor contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en los tratamientos con labranza de conservación, ya sea labranza cero, mínima o siembra directa. En la región central de México este incremento puede alcanzar más del 40% de COS después de 6 años (Salinas-García *et al.*, 2012) o una tasa de incremento de COS de $0.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Follet *et al.*, 2005).

Este incremento está directamente relacionado con la acumulación en superficie de los residuos de cultivos que al disminuir su contacto con los microorganismos del suelo ocasiona una descomposición más lenta



Figura 1. Ubicación de casos de estudio seleccionados

Cuadro 1. Casos de agricultura de conservación y agroecosistemas tradicionales y, sus respectivos efectos sobre los cambios en los contenidos de carbono.

Sitio	Clima	Tipo de suelo	Sistema	Resultados en relación a COS	Fuente
Sistemas de labranza de conservación					
Casas Blancas, Morelia, Apatzingán, Tepatitlán (Michoacán)	Tropical seco (650 mm) a templado subhúmedo (1100 mm). Altitud: 330-2400 m	Vertisol, Andosol, Alfisol	Maíz de temporal. Tratamientos en parcelas experimentales (6 años): Labranza convencional, Mínima labranza (ML) y no labranza (NL).	El COS incrementa con tratamientos ML y NL. La biomasa microbiana del suelo C y N fue 25 y 50% superior en NL y ML que en la labranza convencional.	Salinas <i>et al.</i> , 2002
El Batán, Texcoco (Estado de México), CIMMYT	Semi-árido subtropical, 600 mm. Altitud: 2240 m	Phaeozem cumúlico	Rotación cebada-trigo-maíz. Tratamientos en parcelas experimentales (12 años): Sin labranza con residuos; sin labranza y sin residuos; labranza tradicional.	El COS es mayor en tratamiento sin labranza y con residuos.	Govaerts <i>et al.</i> , 2006
El Batán, Texcoco (Estado de México), CIMMYT	Semi-árido subtropical, 626 mm. Altitud: 2240 m	Phaeozem cumúlico	Tratamientos en parcelas experimentales de 13 años. Agricultura de conservación: rotación maíz-trigo con residuos (CA), maíz con labranza tradicional con residuos (LT-res); maíz con labranza tradicional sin residuos (LT).	El contenido de N y COS es mayor en los primeros 5 cm en el sistema de agricultura de conservación.	Castellanos <i>et al.</i> , 2012
Ajuno, Pátzcuaro (Michoacán), INIFAP	1000 mm. 14.5 °C	Andosol	Parcelas tipo USLE con 7 tratamientos: labranza tradicional (LT); sin labranza con distintos porcentajes de residuos (0, 33, 66, 100%) y 33% con frijol, 33% con vicia.	El contenido de COS incrementó con todos los tratamientos que incorporaron residuos y no fue influenciado por el cultivo de leguminosas. Estos mismos tratamientos incrementaron las fracciones solubles de C.	Roldan <i>et al.</i> , 2003
Celaya (Guanajuato), INIFAP	Semi-árido subtropical	Vertisoles	Parcelas experimentales (5 años) con 5 tratamientos de distintas rotaciones de trigo-maíz y labranza tradicional sin residuos, con residuos, sin labranza, sin labranza con residuos y sin labranza.	El mayor contenido de COS se obtuvo con rotación sin labranza entre los 15-30 cm de profundidad. Se observó un efecto beneficioso de la fertilización de N.	Follett <i>et al.</i> , 2005
Guanajuato (Guanajuato), FIRA	Cálido y seco, 673 mm. Altitud: 1719 m	Vertisol districo	Parcelas experimentales con 4 tratamientos: labranza convencional, y tres tipos de labranza cero, de 1, 3 y 11 años.	El contenido de materia orgánica fue superior en las parcelas de labranza cero, apreciándose una estratificación.	Ramírez-Barrientos <i>et al.</i> , 2006
Guanajuato (Guanajuato), FIRA	Cálido y seco, 673 mm. Altitud: 1719 m	Vertisol districo	Parcelas experimentales con 4 tratamientos (9 años): siembra directa con aporte total de rastrojos de maíz (SDR) y aporte parcial (SDE); siembra convencional con quema de los residuos (SCQ) y suelo no cultivado (SNC) como referencia.	Las mayores reservas de COS y fracciones húmicas en la capa de 0 a 15 cm resultaron en SNC; sin diferencia estadística del COS entre SNC y SDE. Los ácidos fúlvicos alcanzaron 70% en SDR. La SDE ha incrementado la MOS en 1% respecto a SCQ.	García-Silva <i>et al.</i> , 2006
Región El Soconusco: Tapachula, Tuxtla Chico y Frontera Hidalgo (Chiapas)	Cálido- húmedo, 1300-1850 mm		Sitios experimentales (2 años) con 3 tratamientos de maíz con: labranza cero (CL), labranza mínima (LM) y labranza convencional (LC).	No hubo diferencia significativa entre los tratamientos. Acumulación de materia orgánica a partir de los 10 cm de profundidad	Báez <i>et al.</i> , 2011

Cuadro 1. Casos de agricultura de conservación y agroecosistemas tradicionales y, sus respectivos efectos sobre los cambios en los contenidos de carbono (continuación).

Sitio	Clima	Tipo de suelo	Sistema	Resultados en relación a COS	Fuente
Casas Blancas (Lago Zirahuen-Michoacán)	Subhúmedo, 1100 mm. Altitud: 2298 m	Andosol húmico y ócrico	Sitios experimentales (2 años) con cultivo de maíz y abonos verdes con 5 tratamientos de labranza: convencional (Conv); Conv con vicia; Conv con cebada; sin labranza con vicia; sin labranza con cebada.	Los suelos sin labranza tuvieron un mayor contenido de COS, la misma tendencia se observó con el N. No se distinguió efecto de abonos verdes (cebada).	Astier <i>et al.</i> , 2006
Norte de Tamaulipas	Subtropical cálido, 635 mm	Vertisoles	Parcela experimental (3 años) con cultivo de maíz, con 4 tratamientos de labranza, 3 de ellas convencionales y uno sin labranza, con riego y sin riego.	Los suelos sin labranza y con riego presentan el mayor contenido de MO en los primeros 5 cm, debajo de los cuales la MO disminuye independientemente del sistema de labranza y de riego.	Roldan <i>et al.</i> , 2005
Sistemas productivos tradicionales					
Guanajuato, Salamanca, Yustis y Abasolo (Guanajuato)	600-700 mm	Vertisol éutrico	Rotación de cultivos: alfalfa semipermanente (labranza cada 4-5 años); sorgo-trigo con riego; brócoli-sorgo con riego; cebolla-zanahoria-calabaza con riego; maíz de temporal. Cada sitio tiene una réplica no cultivada.	El mayor contenido de COS se encuentra en cultivo de alfalfa y el menor en cultivo de maíz de temporal, la misma tendencia sigue el N total. Los mayores valores de COS se encuentran en los sitios no cultivados.	Oleshko <i>et al.</i> , 1996
San Antonio, San Luis Potosí	Cálido subhúmedo, 1642 mm	Rendzinas	Grupo indígena Teenek: cronosecuencia de cultivo de caña de azúcar: 20, 25, 43, 48 y 50 años y bosque de > 100 años.	El COS (0-20 cm) es mayor en bosque y menor en parcelas de 20 años. No hay diferencias en parcelas de 48 y 50 años. En los sitios de 43 y 50 años la relación C/N fue mayor en microagregados.	Anaya y Huber, 2015
La Fraylesca (Chiapas)	Subhúmedo, 800-1500 mm	Cambisol mólico	Lotes de escurrimiento (Wischmeier) donde se intercalaron prácticas del sistema tradicional: pastoreo bovinos, quema residuos de cosecha y parcela con frijol terciopelo.	Disminución de MO con quema de residuos.	López y Anaya, 1994
Atécuaro, Cuitzeo (Michoacán)	Templado, 800 mm	Andosoles y Acrisoles	Parcelas experimentales (2 años): Tradicional (T)-rotación con poca fertilización, tradicional mejorado(TM)-mulch y fertilización moderada; orgánico (TO)- rotación y abonos orgánicos, rotación (O)-pastoreo y cebada.	El mayor contenido de COS se dio en TO por la adición de abonos y compost. El contenido de C disminuye con el tamaño de los agregados, donde el C se encuentra fuertemente humificado. En sistemas tradicionales y de rotación (O) el contenido de humina disminuye causando la pérdida de C.	Covaleda <i>et al.</i> , 2006
Valle Amatlán	Cálido subtropical, 800-1000 mm	Luvisoles ócricos y vérticos	Cultivo de Agave tequilana: con y sin labranza, con y sin pastoreo, con aplicación de vinazas y zona no cultivada.	Contenido mayor de COS en sitios sin labranza.	Gobeille <i>et al.</i> , 2006

de la materia orgánica (Salinas-García *et al.*, 2002), aumentando la cantidad de COS retenido (Follet *et al.*, 2005). El incremento de COS es notorio en los primeros centímetros de suelo (Salinas-García, 2002; Follet *et al.*, 2005; Roldan *et al.*, 2005; Fuentes *et al.*, 2010; Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012), pudiendo llegar a tener 1.8 veces más COS en los primeros veinte centímetros, comparado con la labranza tradicional (Dendooven *et al.*, 2012), a partir del cual se observa una estratificación vertical del COS que favorece la formación y estabilización de agregados (Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012). Diversos estudios muestran la necesidad de monitorear el COS en experimentos de larga duración, ya que los cambios son lentos y difíciles de detectar (Roldan *et al.*, 2005).

En periodos menores de 10 años los cambios de COS son relativamente pequeños comparados con el tamaño de este almacén (Smith, 2003; González Medina *et al.*, 2014). En México, los experimentos de los cambios del COS son de corta duración (González-Molina *et al.*, 2011), aunque los experimentos de labranza de conservación han mostrado resultados después de 5 años, mientras que en los estudios menores de 2 años no se observan diferencias significativas (Alonso y Aguirre, 2011).

Al retener una mayor cantidad de carbono orgánico en el suelo, la agricultura de conservación tiene el potencial de reducir la emisión de CO₂. Dendooven *et al.* (2012) estiman que la conversión de 2 millones de hectáreas de cultivos bajo labranza tradicional en el centro de México hacia agricultura de conservación podría permitir el secuestro neto de 106 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, como mencionan estos mismos autores aún se requiere afinar el entendimiento sobre la interacción entre los flujos de GEI (CO₂, CH₄, N₂O) bajo distintos sistemas de labranza.

En el corto plazo se han observado diferencias entre los sistemas de labranza de conservación y tradicional en términos de rendimiento, lo cual se ha atribuido al efecto físico de los residuos sobre la superficie que incide en la reducción de la escorrentía y la disminución en el rompimiento de los agregados (Romero-Perezgrovas *et al.*, 2014). Asimismo el aumento de las fracciones solubles de C (Roldán *et al.*, 2003) que constituyen la principal fuente de energía de la actividad metabólica permite el incremento de biomasa microbiana (Salinas *et al.*, 2002). La fauna edáfica también se ve beneficiada, en términos de

la abundancia de lombrices (Follett *et al.*, 2005; Govaerts, 2009; Rosas-Medina *et al.*, 2010; Alonso y Aguirre, 2011; Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012). Finalmente, al encontrarse el suelo protegido, cubierto con residuos, con mayor contenido de materia orgánica que repercute en una mejor agregación, la erosión de suelos se ha visto reducida hasta en un 80% (Tiscareño *et al.*, 1999), los rangos extremos de temperatura del suelo se encuentran mejor regulados (Dendooven *et al.*, 2012) y se incrementa el contenido de agua en el suelo (Rosas-Medina *et al.*, 2010). Estos efectos son especialmente importantes en periodos de sequía, escenario común para diferentes regiones del país (Cavazos *et al.*, 2013) así como ante el incremento de lluvias intensas (Groisman *et al.*, 2006).

A partir de los resultados obtenidos, diversos autores afirman la necesidad de implementar esta tecnología en las tierras agrícolas del centro, como medio para mejorar la calidad de los suelos (Salinas-García *et al.*, 2002; Roldan *et al.*, 2003; Govaerts *et al.*, 2009), incrementar el rendimiento y reducir los costos de producción (Perezgrovas *et al.*, 2014), controlar la erosión de suelos y aumentar la eficiencia del uso de agua (Govaerts *et al.*, 2006).

En México, hay experiencias de aplicación de labranza de conservación cero desde hace 20 años; sin embargo su adopción ha sido lenta (FIRA, 2008). Como resultado de la Encuesta Nacional Agropecuaria, INEGI (2012) reportó que el 22% de las unidades de producción utilizaban tecnología de labranza de conservación. Sin embargo, las experiencias sobre encuestas acerca de esta tecnología en otros países (Uri, 2000) hace constar las malas interpretaciones y percepciones erróneas que se mantienen entre los agricultores sobre el mismo concepto de labranza de conservación, por lo que sería necesario afinar este resultado en las siguientes encuestas.

Si bien estos estudios han mostrado los diversos beneficios ecológicos, económicos y ambientales de la agricultura de conservación, también se han mencionado ciertas limitaciones que sugieren que esta práctica no es una panacea (Roldan *et al.*, 2003; Lal, 2007; García Franco *et al.*, 2015). En agroecosistemas donde hay una fuerte competencia por el uso de los residuos de cultivo (para alimento de ganado, como producto de venta o como cobertura de suelo), la adopción de la agricultura de conservación requiere una conversión progresiva de todo el sistema de producción (Beuchelt *et al.*, 2015).

De los Sistemas de Producción Alternativos

A diferencia de los estudios de sistemas de labranza, los sistemas de producción alternativos han sido analizados en condiciones de campo, donde el uso de cronosecuencias posibilitó conocer el impacto de estos sistemas a largo plazo. De este modo se puede reconocer que cultivos tradicionales de caña de azúcar, sin quema ni labranza, después de 50 años, pueden mantener los mismos niveles de COS que los sitios forestales aledaños, sugiriendo la resiliencia de este sistema (Anaya y Huber-Sannwald, 2015).

En prácticamente todo el país, los sistemas de producción mixtos (agricultura-ganadería) es una constante. En algunas regiones, se han desarrollado y adaptado sistemas silvopastoriles que incorporan materia orgánica a los suelos al mismo tiempo que proveen diversos bienes y servicios a la sociedad (Nahed-Toral *et al.*, 2013).

En el trópico húmedo, el incremento del periodo de descanso puede aumentar de 0.5 a 0.6% de materia orgánica al año (Mendoza-Vega *et al.*, 2005), mientras que el manejo tradicional de los solares ha logrado que la adaptación de cultivos repercuta en incrementos de COS (Flores-Delgadillo *et al.*, 2011) y de macroinvertebrados (Huerta y van der Wal, 2012).

Política de Conservación de Carbono en Suelos

Políticas públicas del sector agrícola. El diagnóstico sobre el sector agrícola, sus potencialidades, sus problemas y los modos de enfrentarlos a nivel país están expuestos en el Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA, 2013). El programa plantea como desafío “el incremento de la producción alimentaria a través de mayor productividad” (p.51), estableciendo grandes limitaciones e hipótesis para lograrlo como: (a) la necesidad de usar más y de manera más adecuada los fertilizantes (pp. 55 y 67), (b) el elevado número de unidades económicas rurales de subsistencia (72.6%) y el minifundismo: 80% de las parcelas son menores a 5 ha (p. 59) y (c) la ausencia de riego, ya que el 74% de la superficie agrícola se cultiva en temporal (pp. 59, 66). Además de la pobreza, el financiamiento escaso, la vulnerabilidad a riesgos climáticos, sanitarios y de mercado y la degradación de los recursos naturales. Sin embargo, no se especifican las causas, consecuencias ni las formas de degradación de los suelos. A partir

de este análisis el Programa de SAGARPA define sus “pilares de cambio” y de ellos se desglosan los programas de política pública.

En el Programa Sectorial se menciona como gran limitante la fertilidad, haciendo eco a los resultados mostrados por la Encuesta Nacional Agropecuaria (INEGI, 2012) donde se menciona que el 48.61% de las unidades de producción identifican a la pérdida de fertilidad como el principal problema en el desarrollo de actividades agropecuarias. Ante lo cual el Programa plantea: “con el adecuado uso de fertilizantes se pueden producir más alimentos...y compensar la baja fertilidad en particular de los suelos que han sido sobreexplotados” (SAGARPA, 2013: 67).

La literatura científica definía tradicionalmente el suelo fértil como aquél que tiene la capacidad de abastecer de nutrientes suficientes al cultivo, asegurando su crecimiento y desarrollo (Brady y Weil, 1990). Sin embargo, el reconocimiento de las numerosas funciones que cumple el suelo en los agroecosistemas impulsó a redefinir de manera más integral este concepto, “como aquél que conserva las propiedades físicas, químicas y biológicas deseables mientras que abastece adecuadamente de agua y de nutrientes y provee sostén mecánico para las plantas” (Astier *et al.*, 2002). Para agricultura de temporal también puede incluirse la maximización de la productividad pluvial mientras se minimiza los impactos relacionados con erosión de suelos y pérdida de carbono (Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012).

En el Programa Sectorial, los suelos no son reconocidos como soporte de la producción agrícola y pecuaria, como medio de infiltración del agua de la lluvia, como hábitat de microorganismos que posibilitan los ciclos biogeoquímicos y la vida en general y por ende, de las soluciones que deben abordarse para mejorar la productividad agrícola y disminuir su vulnerabilidad.

La paradoja de querer solucionar la fertilidad sin mencionar las funciones múltiples de los suelos o bien considerándolos como medios inertes se traduce en los componentes y acciones de este Programa, donde el énfasis está orientado principalmente a agroincentivos, tecnificación de riego, bioenergía, producción intensiva e incentivos económicos.

El Programa Sectorial consta de 9 programas y 61 componentes, de ellos solo pueden reconocerse tres que directa o indirectamente se refieren a la conservación de suelos: Conservación y Uso Sustentable de Suelo y Agua (COUSSA), Proyecto Estratégico de Seguridad

Alimentaria (PESA) y Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MASAGRO).

La asignación de presupuesto a los programas constituye un indicador de las prioridades a nivel nacional. En el año 2014, el presupuesto de la SAGARPA fue histórico, alcanzando un total de 82 mil 900 millones de pesos (Cámara de Diputados, 2014), mientras que el presupuesto ejercido bajo el rubro de conservación de suelos y agua (COUSSA) fue solo de mil 761 millones de pesos es decir el 2.12%. Si se consideran los programas de PESA y MASAGRO el monto total dedicados a prácticas de conservación sube a 6.72% (MASAGRO recibió 582.1 MDP y PESA 3230 MDP). Como medio de sistematizar las acciones de conservación de suelos enlistadas se conformaron tres categorías distintas, a saber infraestructura hidráulica, acciones que incorporan biomasa al suelo y acciones mecánicas (o estructurales). Al revisar la elección de las acciones de conservación de suelos constatamos que éstas se enfocan principalmente hacia la infraestructura hidráulica, indistintamente de la región ecológica (Cuadro 2). En términos de prácticas que potencialmente puedan incorporar materia orgánica al suelo (componente II), los presupuestos son los más bajos.

La decisión de invertir un mayor presupuesto en infraestructura hidráulica se fundamenta en la premisa del programa sectorial donde se afirma que “el incremento de la productividad se apoya en el uso eficiente y sustentable del agua, así como en la expansión de la superficie de riego” (p.79).

Esta estrategia de apoyo al campo sugiere que la presencia de agua permitirá el crecimiento y

Cuadro 2. Presupuesto dedicado a acciones de conservación de suelo y agua (en porcentaje) por región y componente[†].

Región/Componente	I	II	III
	- - - - - % - - - - -		
Norte	91.28	1.41	7.31
Altiplano	86.30	5.50	8.20
Trópico seco	90.12	3.00	6.88
Trópico húmedo	93.30	3.14	3.56

Componente I: infraestructura hidráulica = presas, bordos, aljibes, perforación de pozos, sistemas de riego, obras de drenaje. Componente II: adquisición de plantas para reforestación, repastización, barreras vivas. Componente III: control de cárcavas, terrazas, zanjas, rodillo aireador, geo-membrana, presas filtrantes. [†] Información proporcionada por la Dirección General de Producción Rural Sustentable en Zonas Prioritarias-Subsecretaría de Desarrollo Rural (30 de junio del 2015).

la sostenibilidad del cultivo independientemente de la calidad de los suelos. Esta premisa contradice una amplia y diversa literatura científica, donde queda establecida la relación positiva entre la calidad de suelos y la productividad y, la relación inversa entre la erosión de suelos y la productividad (Pimentel *et al.*, 1995; Scherr y Yadav, 1996; Bakker *et al.*, 2004; Delgado *et al.*, 2013).

Políticas Públicas del Sector Ambiental

Las prioridades, estrategias y líneas de acción del sector ambiental se describen en el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2013). En este documento se menciona la degradación de suelos como una de las causas de la pérdida del capital natural. Ante ello se establecen dos líneas de acción relacionadas con la gestión integrada y sustentable del agua (Estrategia 3.1) y restauración de ecosistemas (Estrategia 4.1), en ambas se promueve reforzar las acciones de conservación de suelos. A través de estas acciones se busca que el costo de la degradación de suelos, en términos de porcentaje del PIB podría reducirse del 0.47% (línea base 2013) al 0.46% (meta del 2018).

La ausencia del reconocimiento del suelo como medio para infiltrar, captar y retener agua, sustentado por una amplia literatura científica también es notoria en las acciones de conservación en suelos forestales, donde más del 70% de las acciones de conservación de suelos son obras estructurales, como zanjas, lo cual genera fuertes impactos sobre la pérdida de materia orgánica en los suelos (Vargas y Vanegas, 2012; Cotler *et al.*, 2015).

A pesar de que los suelos constituyen el sustento de los ecosistemas terrestres y se reconoce su importancia para la adaptación al cambio climático, su atención no dispone de las estructuras, instituciones y presupuesto que cuentan los temas como biodiversidad o cambio climático, los cuales a su vez no incorporan la conservación de suelos como tema prioritario.

Políticas Públicas de Cambio Climático

Siendo el cambio climático un fenómeno generado por la actividad de muchos sectores productivos se estableció un marco institucional para las acciones de adaptación y mitigación a nivel nacional, donde se ubican dos instrumentos operativos: el primero

de mediano y largo plazo, la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) y el segundo de corto plazo, el Programa Especial de Cambio Climático (PECC).

A largo plazo, en la Estrategia (ENCC) se consideran a los suelos en su relación con la seguridad alimentaria ante las amenazas climáticas (A1.7) y con la vulnerabilidad ante el cambio climático (A3.1) (SEMARNAT, 2013a).

Para alcanzar estas metas, el Programa Especial de Cambio Climático (Presidencia de la República, 2014) menciona las acciones que se implementarán a corto plazo. Si bien el diagnóstico de este programa identifica la participación del sector agrícola en la emisión de GEI a través de la “utilización de fertilizantes sintéticos, las quemadas agrícolas y ruptura de agregados del suelo por el uso de maquinaria” (p. 35), solo establece una línea de acción (Estrategia 2.4-línea 2.4.6) que consiste en “Diseñar un instrumento de fomento para incrementar reservorios de carbono en los suelos” (p.55), a partir de lo cual genera un indicador en el tema de “Calidad de suelos, incluyendo su contenido de carbono”. Sin embargo, como ya se ha visto el tema de la calidad de los suelos, incluyendo la captura de carbono, se encuentra ausente de los programas y acciones del sector agrícola y ambiental.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La investigación en México sobre conservación de carbono en suelos sugiere que a través de los sistemas agroforestales tradicionales y los sistemas de agricultura de conservación es posible mejorar la calidad de los suelos, mediante el incremento del contenido de carbono (Salinas-García *et al.*, 2002; Roldan *et al.*, 2003; Follett *et al.*, 2005; García-Silva *et al.*, 2006; Ramírez-Barrientos *et al.*, 2006; Fuentes *et al.*, 2010; Dendooven *et al.*, 2012; Nahed-Toral *et al.*, 2013; Anaya y Huber-Sanwald, 2015), la conservación de la humedad de los suelos y el aumento de la eficiencia del uso de agua (Govaerts *et al.*, 2006), la reducción de los costos económicos (Romero-Perezgrovas *et al.*, 2014); la mejora de la gobernanza de la tierra (Pulido y Bocco, 2003); la reducción de la erosión de suelos y el control de malezas (Flores-Delgadillo *et al.*, 2011) y, el incremento de la edafofauna (Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012; Huerta y van del Wal, 2012).

Estas prácticas ambientales y de conservación determinan que estos agroecosistemas presenten una mayor resiliencia ante fluctuaciones climáticas, una

recuperación productiva más rápida ante huracanes y sequías (Altieri *et al.*, 2015) y una disminución de la emisión de gases de efecto invernadero (Lal, 2004).

La relevancia que adquiere la calidad de los suelos en la seguridad alimentaria y en los impactos ambientales, incluyendo el cambio climático explica la importancia de su incorporación en las políticas públicas del país. Sin embargo, la revisión de los principales instrumentos de política pública que deberían atender a los suelos, en términos agrícola, ambiental y de cambio climático deja en claro que la incorporación de un concepto moderno de suelo en estos instrumentos es una tarea pendiente y son todavía incipientes las propuestas de manejo encaminadas hacia el mantenimiento de las funciones ambientales y productiva de los suelos. Cada sector de la sociedad y del gobierno tiene una finalidad distinta en relación a los suelos: incrementar la productividad, conservar ecosistemas y disminuir GEI, lo cual realizan sin tomar plenamente en cuenta los estudios realizados que señalan que el contenido de materia orgánica en los suelos posibilitaría que éstos puedan cumplir con esa diversidad de objetivos.

La atención hacia la conservación de suelos agrícolas está formulada a través de programas, con finalidades distintas y dispersos en el territorio que buscan paliar el problema de la conservación de suelos, más no atienden las causas estructurales que conllevan a su degradación. Además de no incorporar los resultados de los estudios, estos programas mencionan acciones contrapuestas. Por ejemplo, el sector agrícola propone recuperar la fertilidad de los suelos mediante el uso exclusivo de fertilizantes mientras que en el PECC se identifica a estos insumos como fuente de GEI, que México está comprometido a disminuir.

Si bien a largo plazo la ENCC considera importante atender los suelos por su relación con la seguridad alimentaria y su vulnerabilidad ante el cambio climático, las acciones a corto y mediano plazo, señaladas en el PECC, no abonan en esa dirección. Ya que si bien se plantea la necesidad de monitorear el carbono en los suelos, este indicador no está respaldado por las acciones realizadas por los sectores agrícola y ambiental, quienes no consideran prioritario el impulso a prácticas que incorporen carbono al suelo. Por otro lado, en estos dos sectores el entendimiento de la conservación de suelos se ha orientado hacia la construcción de infraestructura, principalmente hidráulica, donde se concentra el poco presupuesto asignado para la conservación de suelos. Esta tergiversación puede explicarse por la necesidad

de mostrar obras como indicador de desempeño de los programas y también por la ausencia del reconocimiento de los suelos como medio imprescindible de retención y almacenamiento del agua.

La revisión de estos programas hace evidente, una vez más, la necesidad de realizar diagnósticos claros, elaborados con bases científicas, que coadyuven hacia la coordinación y posibiliten que “la transversalidad ambiental se convierta en una práctica cotidiana en todos los niveles de la gestión pública” (Sarukhán *et al.*, 2012). La transversalidad para el caso de los suelos presenta un obstáculo adicional como resultado de la atomización de las atribuciones, las cuales se encuentran distribuidas entre diversas instituciones federales (INEGI, SAGARPA, SEMARNAT, CONAFOR, SEDATU, PROFEPA) y estatales. Ante este escenario urge la presencia de una institución que oriente, guíe y priorice las necesidades en términos de conservación de suelos y su posterior evaluación, lo cual podría facilitar la comunicación y la coordinación entre estas instituciones.

En México la conservación de suelos se ha realizado a través de distintas modalidades, con incentivos económicos, planeación participativa, módulos demostrativos donde se han construido infraestructura hidráulica y obras estructurales, además de la implementación de prácticas agronómicas. A pesar de este esfuerzo casi la mitad de los suelos del país están degradados, causando importantes impactos socioambientales. Este resultado tendría que llevar a evaluar, de manera crítica, las experiencias y los programas para reorientar la política de conservación de suelos del país. Es importante incorporar en la política la diversidad cultural y socio-económica del sector agrícola, reconocer el conocimiento local que durante mucho tiempo se ha generado, añadir la visión de agroecosistemas complejos en los programas, evitando el abordaje a través de sus componentes, concebir la noción de manejo adaptativo en la conservación de suelos, promoviendo la capacitación, la demostración y la evaluación de los resultados, ya que al final de cuentas es solo a través del interés de los dueños de la tierra que la conservación se podrá llevar a cabo.

El rediseño de las políticas públicas agrícolas y ambientales debería iniciar por un lado, por el reconocimiento de la importancia de las funciones de los suelos, tanto para la provisión de alimentos, como de captura de carbono, regulación hidrológica, conservación de la biodiversidad y sustento de

ciclos biogeoquímicos, tal como está establecido en la Estrategia de Protección del Suelo de la Unión Europea y, por otro lado, por el reconocimiento de la importancia de la conservación de la calidad de los suelos, a través de agroecosistemas sustentables para promover la mitigación y la adaptación ante el cambio climático (Delgado *et al.*, 2013; Lal, 2014).

La mayoría de las tierras agrícolas en temporal en México se encuentran bajo un sistema de producción de labranza intensivo que ha llevado a la pérdida de fertilidad de los suelos, la disminución de la capacidad de retención de agua y el detrimento de la estabilidad estructural, facilitando procesos erosivos que obligan a los productores a incrementar el uso de fertilizantes para mantener la producción, a costa del incremento de los costos de producción y de los impactos ambientales (Harrington, 1996; García-Silva *et al.*, 2006). La transición hacia una agricultura de conservación requerirá de una conversión progresiva de todo el sistema agropecuario, ya que exige un cambio drástico del uso de residuos de cosecha, los cuales se encuentran de por sí, bajo fuertes presiones (Beuchelt *et al.*, 2015). Bajo condiciones de escasa posibilidad de inversión, poca capacitación y condiciones marginales, estos cambios son muy difíciles de asumir sin una política transversal e integral.

La transversalidad en torno a la conservación de carbono en suelos debe conducir a las políticas agrícolas, ambientales y de cambio climático a incentivar los programas de conservación de suelos *in situ*, que protejan el suelo en su sitio de origen e incorporen carbono; la promoción de agroecosistemas adaptados a las diversas condiciones territoriales y el impulso al desarrollo de prácticas de conservación de suelos que hagan eficiente el uso del agua y que promuevan la mitigación de emisión de gases de efecto invernadero.

LITERATURA CITADA

- Acton, D. F. and L. J. Gregorich. 1995. Understanding soil health. pp. 5-10. *In*: D. F. Acton and L. J. Gregorich (eds.). The health of our soils: Toward sustainable agriculture in Canada. Centre for Land and Biological Resources Research. Ottawa, Canada.
- Alonso Báez, M. y F. J. Aguirre M. 2011 Efecto de labranza de conservación sobre las propiedades del suelo. *Terra Latinoamericana* 29: 113-121.
- Altieri, A. M., C. I. Nicholls, A. Henao, and M. A. Lana. 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* 35: 869-890.

- Anaya, A. C. and E. Huber-Sannwald. 2015. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics after conversion of tropical forest to traditional sugarcane agriculture in East Mexico. *Soil Tillage Res.* 147: 20-29.
- Anaya, M., M. Martínez, A. Trueba, B. Figueroa y O. Fernández (coords.). 1991. Manual de conservación del suelo y del agua. Colegio de Posgraduados-SARH-SSP. México, D. F.
- Arnés, E., J. Antonio, Ek del Val, and M. Astier. 2013. Sustainability and climate variability in low-input peasant maize systems in the central Mexican highlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 181: 195-205.
- Astier, C. M., M. Maass M. y J. Etchevers B. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 605-620.
- Astier, M., J. M. Maass, J. Etchevers-Barra, J. J. Peña, and F. de León-González. 2006. Short-term green manure and tillage management effects on maize yield and soil quality in an Andisol. *Soil Tillage Res.* 88: 153-159.
- Astier, M., Y. Merlín-Uribe, L. Villamil-Echeverri, A. Garciarreal, M. E. Gavito, and O. R. Masera. 2014. Energy balance and greenhouse gas emissions in organic and conventional avocado orchards in Mexico. *Ecol. Indic.* 43: 281-287.
- Bakker, M., G. Govers, and M. D. A. Rounsevell. 2004. The crop-productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57: 55-76.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 151-163.
- Bautista C., A., J. Etchevers B., R. F. del Castillo y C. Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13: 90-97.
- Bedard-Haughn, A., F. Jongbloed, J. Akkerman, A. Uijl, E. de Jong, T. Yates, and D. Pennock. 2006. The effects of erosional and management history on soil organic carbon stores in ephemeral wetlands of hummocky agricultural landscapes. *Geoderma* 296-306.
- Bermeo, A., S. Couturier, and M. Galeana Pizaña. 2014. Conservation of traditional smallholder cultivation systems in indigenous territories: Mapping land availability for milpa cultivation in the Huasteca Poblana, Mexico. *Appl. Geogr.* 53: 299-310.
- Bernoux, M., C. Feller, C. C. Cerri, V. Eschenbrenner, and P. E. C. Cerri. 2006. Soil carbon sequestration. pp. 15-26. *In:* E. J. Roose, R. Lal, C. Feller, B. Barthès, and B. A. Stewart (eds.). *Soil erosion and carbon dynamics*. Adv. Soil Sci. Taylor & Francis. Boca Raton, FL, USA.
- Beuchelt, T. D., C. T. Camacho V., L. Göhring, V. M. Hernández R., J. Hellin, K. Sonder, and O. Erenstein. 2015. Social and income trade-offs of conservation agriculture practices on crop residue use in Mexico's central highlands. *Agric. Syst.* 134: 61-75.
- Brady, N. C. and R. R. Weil. 1990. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Cámarade Diputados, LXII Legislatura. 2014. Presupuesto de egresos de la Federación para el ejercicio 2014. Ramo 08: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Especial de seguimiento a las evaluaciones del programa especial concurrente, 23 pp. https://www.google.com.mx/?gfe_rd=cr&ei=bmjWVdqFNIOO8QfBvpwCg&gws_rd=ssl#safe=active&q=pef+de+la+sagarpa (Consulta: agosto 20, 2015).
- Castellanos N., A., C. Rodríguez A., R. G. M de Goede, M. J. Kooistra, K. D. Sayre, L. Brussaard, and M. M. Pulleman. 2012. Earthworm activity and soil structural changes under conservation agriculture in central Mexico. *Soil Tillage Res.* 123: 61-70.
- Cavazos, T., J. A. Salinas, B. Martínez, G. Colorado, P. de Grau, R. Prieto G., A. C. Conde Á., A. Quintanar I., J. S. Santana S., R. Romero C., M. E. Maya M., J. G. Rosario de la C., Ma. del R. Ayala E., H. Carrillo T., O. Santiesteban y M. E. Bravo. 2013. Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional. Informe Final del Proyecto al INECC, 150 pp. Con resultados disponibles en: <http://escenarios.inecc.gob.mx/index2.html>. (Consulta: agosto 10, 2015).
- Cotler, H., E. Sotelo, J. Domínguez, M. Zorrilla, S. Cortina y L. Quiñones. 2007. La conservación de suelos: Un asunto de interés público. *Gaceta Ecol.* 83: 5-71.
- Cotler A., H. 2010. Evolución y perspectivas de la conservación de suelos en México. pp. 141-164. *In:* J. L. Lezama y B. Graizbord (eds.). *Los grandes problemas de México: medio ambiente, volumen IV. El Colegio de México*. México, D. F.
- Cotler A., H., S. Cram, S. Martínez T. y V. Bunge. 2015. Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: Caso de las zanjas trincheras. *Investigaciones Geográficas: Boletín, Instituto de Geografía, UNAM.* dx.doi.org/10.14350/rig.47378.
- Covaleda, S., S. Pajares, F. J. Gallardo, and J. D. Etchevers. 2006. Short-term changes in C and N distribution in soil particle size fractions induced by agricultural practices in a cultivated volcanic soil from Mexico. *Org. Geochem.* 37: 1943-1948.
- Crovetto, C. 1996. Stubble over the soil. The vital role of the plant residue in soil management to improve soil quality. Special Publication 19. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- De León-González, F., M. M. Hernández S., J. Etchevers B., F. Payán Z., and V. Ordaz Ch. 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. *Soil Tillage Res.* 56: 213-217.
- Delgado, J. A., M. A. Nearing, and C. W. Rice. 2013. Chapter two. Conservation practices for climate change adaptation. *Adv. Agron.* 121: 47-115.
- Dendooven, L., Patiño Z., N. Verhulst, M. Luna G., R. Marsch, and B. Govaerts. 2012. Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152: 50-58.
- Dendooven, L., V. F. Gutiérrez-Oliva, L. Patiño-Zúñiga, D. A. Ramírez-Villanueva, N. Verhulst, M. Luna-Guido, R. Marsch, J. Montes-Molina, F. A. Gutiérrez-Miceli, S. Vásquez-Murrieta, and B. Govaerts. 2012. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Sci. Total Environ.* 431: 237-244.
- FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). 2008. Veinte años de experiencias en la producción de granos con tecnología de "labranza de conservación" 1998-2008. Boletín Informativo Nueva Época núm. 1. Talleres FIRA. Morelia, Michoacán, México.
- Flores D., L., S. L. Fedick, E. Solleiro R., S. Palacios M., P. Ortega L., S. Sedov, and E. Osuna C. 2011. A sustainable system of a

- traditional precision agriculture in a Maya home garden: Soil quality aspects. *Soil Tillage Res.* 113: 112-120.
- Follett, R. F., J. Z. Castellanos, and E. D. Buenger. 2005. Carbon dynamics and sequestration in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil Tillage Res.* 83: 148-158.
- Fuentes, M., B. Govaerts, C. Hidalgo, J. Etchevers, I. González M., J. M. Hernández H., K. D. Sayre, and L. Dendooven. 2010. Organic carbon and stable ^{13}C isotope in conservation agriculture and conventional systems. *Soil Biol. Biochem.* 42: 551-557.
- García F., N., J. Albaladejo, M. Almagro, and M. Martínez M. 2015. Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil Tillage Res.* 153: 66-75.
- García, S., R., D. Espinosa V., B. Figueroa S., N. E. García C. y J. F. Gallardo L. 2006. Reservas de carbono orgánico y de fracciones húmicas en un Vertisol sometido a siembra directa. *Terra Latinoamericana* 24: 241-251.
- Gobeille, A., J. B. Yavitt, P. Stalcup, and A. Valenzuela. 2006. Effects of soil management practices on soil fertility measurements on *Agave tequilana* plantations in Western Central Mexico. *Soil Tillage Res.* 87: 80-88.
- González M., L., M. Acosta M., F. Carrillo A., A. Báez P. y J. M. González C. 2014. Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso de suelo en México. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 7: 1275-1285.
- Govaerts, B., K. D. Sayre, and J. Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil Tillage Res.* 87: 163-174.
- Govaerts, B., K. D. Sayre, B. Goudeseune, P. de Corte, K. Lichter, L. Dendooven, and J. Deckers. 2009. Conservation agriculture as a sustainable option for the central Mexican highlands. *Soil Tillage Res.* 103: 222-230.
- Groisman, Y. P., R. W. Knight, D. R. Easterling, T. R. Karl, G. C. Hegel, and V. N. Razuvayev. 2004. Trends in intense precipitation in the climate record. *J. Clim.* 18: 1326-1350.
- Harrington, L. 1996. Diversity by design: Conserving biological diversity through more productive and sustainable agroecosystems. CIMMYT Natural Resource Group. Presented at Biodiversity and Sustainable Agriculture, a workshop arranged by the Swedish Scientific Council on Biological Diversity. Ekenas, Sweden.
- Huerta, E. and H. van der Wal. 2012. Soil macroinvertebrates' abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *Eur. J. Soil Biol.* 50: 68-75.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Encuesta Nacional Agropecuaria. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/tabdirecto.aspx?c=33621&s=est> (Consulta: julio 7, 2015).
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2007. Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil Tillage Res.* 94: 1-3.
- Lal, R. 2014. Societal value of soil carbon. *J. Soil Water Conserv.* 69: 186-192.
- López, M. J. y G. M. Anaya. 1994. Efecto de tres prácticas agronómicas sobre la conservación y productividad de suelos de ladera de la frailesca, Chiapas. *Agric. Tec. Mex.* 20: 113-132.
- Martínez, M. M. 1999. Programas nacionales de conservación de suelos: análisis retrospectivo. pp. 407-426. In: C. Siebe, H. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleshko (eds.). *Conservación y restauración de suelos, programa universitario de Medio Ambiente-UNAM.* México, D. F.
- Matus, F. J. 1994. The distribution of soil organic matter of various aggregates size classes in arable soils. II. Residual organic ^{14}C , residual ^{14}N , microbial biomass ^{14}C and ^{14}N mineralization rates in a sand and a clay soil. pp. 99-114. In: F. J. Matus (ed.). *Crop residues decomposition, residual soil organic matter and nitrogen mineralization in arable soils with contrasting textures.* DLO Research Institute for Agro Biology and Soil Fertility. Wageningen, The Netherlands.
- McIntire, J. 1994. A review of the soil conservation sector in Mexico. pp. 107-128. In: E. Lutz, S. Pagiola, C. Reiche (eds.). *Economic and institutional analyses of soil conservation projects in Central America and the Caribbean.* World Bank Environment Paper 8. Washington, DC, USA.
- Mendoza V., J. and I. Messing. 2005. The influence of land use and fallow period on the properties of two calcareous soils in the humid tropics of southern Mexico. *Catena* 60: 279-292.
- Nahed, T. J., A. Valdivieso P., R. Aguilar J., J. Cámara C., and D. Grande C. 2013. Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry for cleaner production. *J. Cleaner Prod.* 57: 266-279.
- Oleschko, K., J. Etchevers, and A. R. Hernández C. 1996. Structure and pedofeatures of Guanajuato (Mexico) Vertisol under different cropping systems. *Soil Tillage Res.* 37: 15-36.
- Ortiz S., C. A. y H. Cuanalo de la Cerda. 1993. Evolución de la ciencia del suelo en México. *Ciencia* 23-32.
- Pimentel, D., C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurz, M. McNair, S. Crist, L. Shpritz, L. Fitton, R. Saffouri, and R. P. Blair. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267: 1117-1123.
- Pool Novelo, L., A. Trinidad-Santos, J. D. Etchevers B., J. Pérez M. y A. Martínez G. 2000. Mejoradores de la fertilidad del suelo en la agricultura de ladera de los altos de Chiapas, México. *Agrociencia* 34: 251-259.
- Presidencia de la República. 2014. Programa especial de cambio climático 2014-2018. Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018. México, D. F.
- Pulido, J. S. and G. Bocco. The traditional farming system of a Mexican indigenous community: The case of Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico. *Geoderma* 111: 249-265.
- Ramírez B., C. E., B. Figueroa S., V. M. Ordaz C. y V. H. Volke H. 2006. Efecto del sistema de labranza cero en un vertisol. *Terra Latinoamericana* 24: 109-118.
- Reicosky, D. C. 2003. Tillage-induced CO_2 emissions and carbon sequestration: Effect of secondary tillage and compaction. pp. 291-300. In: L. García-Torres, J. Benítez, A. Martínez-Villela, and A. Holgado-Cabrera (eds.). *Conservation agriculture.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
- Reyes R., B. G., R. Alcántara H., V. Rodríguez, V. Olalde P., and L. Dendooven. 2007. Microbial biomass in a semiarid soil of the central highlands of Mexico cultivated with maize or under natural vegetation. *Eur. J. Soil Biol.* 43: 180-188.
- Robert, M. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. *World Soil Resources Reports* 96, FAO, Roma. <http://www.fao.org/agl/agll/docs/wstr96e>. (Consulta: julio 7, 2015).

- Robertson, G. P., E. A. Paul, and R. R. Harwood. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289: 1922-1925.
- Robles, B. H. 2012. El caso de México, pp. 307-342. *In*: B. F. Soto y S. Gómez (eds.). *Dinámicas del mercado de la tierra en América Latina y el Caribe: Concentración y extranjerización*. FAO, Roma-Italia.
- Roldán, A., F. Caravaca, M. T. Hernández, C. García, C. Sánchez B., M. Velásquez, and M. Tiscareño. 2003. No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). *Soil Tillage Res.* 72: 65-73.
- Roldán, A., J. R. Salinas G., M. M. Alguacil, and F. Caravaca. 2005. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Appl. Soil Ecol.* 30: 11-20.
- Romero P., R., N. Verhulst, D. de La Rosa, V. Hernández, M. Maertens, J. Deckers, and B. Govaerts. 2014. Effects of tillage and crop residue management on maize yields and net returns in the Central Mexican highlands under drought conditions. *Pedosphere.* 24: 476-486.
- Rosas M., M. A., F. de León-González, A. Flores M., F. Payán Z., F. Borderas T., F. Gutiérrez R., and C. Frago G. 2010. Effect of tillage, sampling date and soil depth on earthworm population on maize monoculture with continuous stover restitutions. *Soil Tillage Res.* 108: 37-42.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2013. Reglas de operación de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación para el ejercicio fiscal 2015. *Diario Oficial* 28 de diciembre 2014. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5377526&fecha=28/12/2014 (Consulta: julio 7, 2015).
- Salinas G., J. R., A. D. Báez G., M. Tiscareño L., and E. Rosales R. 2002. Residue removal and tillage interaction effects on soil properties under rain-fed corn production in Central Mexico. *Soil Tillage Res.* 59: 67-79.
- Sarukhán, J., J. Carabias, P. Koleff y T. Urquiza H. 2012. *Capital natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad. México, D. F.
- Scherr, S. J. and S. Yadav. 1996. Land degradation in the developing world: Implications for food, agriculture, and the environment to 2020. Discussion Paper 14. International Food Policy Research Institute. Washington, DC, USA.
- Schlesinger, W. H. and J. A. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48: 7-20.
- SEMARNAT-COLPOS (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Colegio de Posgraduados). 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1:250 000. Memoria Nacional 2001-2002. México, D. F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013a. Estrategia Nacional de Cambio Climático, *Diario Oficial* 3/06/2013. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5301093&fecha=03/06/2013. (Consulta: julio 10, 2015).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013b. Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Diario Oficial* 12 Diciembre 2013.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el periodo 2020-2030. Intended Nationally determined contribution (INDC). http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/mexico_indc_espanolv2.pdf (Consulta: julio 10, 2015).
- SEMARNAT-INECC (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2012. Quinta comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. México, D. F.
- SIAP-SAGARPA (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2014. Atlas agroalimentario México 2014. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. México, D. F.
- Tiscareño, M., A. D. Báez G., M. Velásquez V., K. N. Potter, J. J. Stone, M. Tapia V., and R. Claverán. 1999. Agricultural research for watershed restoration in central México. *J. Soil Water Conserv.* 54: 686-692.
- Uri, D. N. 2000. Perceptions on the use of no-till farming in production agriculture in the United States: An analysis of survey results. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77: 263-266.
- Vargas, E. y M. Vanegas. 2012. Evaluación complementaria del PROCOREF. Ejercicio Fiscal 2011. Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/579Restauraci%C3%B3n%20de%20ecosistemas%20forestales.pdf> (Consulta: julio 10, 2015).
- Vergara S., M. A., J. D. Etchevers B. y M. Vargas H. 2004. Variabilidad del carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *Terra Latinoamericana* 22: 359-367.
- Yúnez, A. 2010. Las políticas públicas dirigidas al sector rural: El carácter de las reformas para el cambio estructural, pp. 24-59. *In*: A. Yúnez (coord.). *Economía rural. Los grandes problemas de México*, vol. XI, El Colegio de México. México, D. F.

GÉNERO, CAMBIO CLIMÁTICO Y REDD+: EXPERIENCIAS EN EL TIEMPO

Gender, Climate Change and REDD+: Experiences in Time

María del Rosario Ayala Carrillo¹, Verónica Gutiérrez Villalpando¹ y Emma Zapata Martelo^{1‡}

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México.

[‡] Autora responsable (emzapata@colpos.mx.)

RESUMEN

El cambio climático es un problema importante y urgente en la agenda global. Los países trabajan en definir políticas para mitigar las causas, reducir las condiciones de vulnerabilidad y fortalecer las políticas y acciones de mitigación. A nivel internacional, nacional y local se ha generado una toma de conciencia sobre el problema, propuesto acciones y estrategias gubernamentales y no gubernamentales para reconocer el cambio climático como un problema mundial que requiere soluciones globales, pero no se han logrado acciones que impacten efectivamente en la vida de mujeres y hombres. La perspectiva de género ha sido construida como un enfoque políticamente correcto pero no se ha aterrizado totalmente en la práctica, como se muestra en las experiencias REDD+ analizadas.

Palabras clave: perspectiva de género; recursos naturales; políticas; suelo.

SUMMARY

Climate change is an urgent issue on the global agenda. Countries work to define policies to mitigate the causes, reduce vulnerability and strengthen policies and mitigation actions. While awareness of the problem has been generated at international, national and local levels and government and NGO actions and strategies have been proposed to recognize climate change as a worldwide issue requiring global solutions, no actions have been attained as to having an effective impact on the lives of women and men, and the gender perspective has not fully landed in practice.

Index words: gender perspective; natural resources; policies; soil.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático es uno de los problemas más urgentes de la agenda global, su impacto es cada vez más evidente y por ello los países trabajan en definir políticas para moderar las causas, reducir las condiciones de vulnerabilidad y fortalecer las políticas y acciones de mitigación (Castañeda *et al.*, 2014). La mayor parte de los análisis y estudios sobre este problema provienen del ámbito de las ciencias naturales, que colocan mayor énfasis en los aspectos biológicos y físicos del fenómeno, y mucho menos en los referentes a impactos sociales, en especial a los asuntos de género. Desde las ciencias sociales los aportes enfatizan la relación entre los problemas ambientales, económicos y sociales, especialmente señalando las diferencias de género, es decir, las relaciones entre mujeres y hombres caracterizadas por la desigualdad y la asimetría de poder (Mujer y Medio Ambiente, A. C., 2010). Aunque a nivel internacional, nacional y local se ha generado una toma de conciencia sobre el problema, y propuesto acciones y estrategias gubernamentales y no gubernamentales para reconocer el cambio climático como un problema global que requiere soluciones globales, no se han logrado acciones que impacten efectivamente en la vida de mujeres y hombres.

Las actividades de degradación de la tierra, al igual que los cambios de uso del suelo, más allá de visiones sectoriales de políticas públicas, se llevan a cabo en un substrato común: el suelo. Las pérdidas de carbono orgánico en el mismo podrían ser irreversibles si se pasa un umbral de degradación, y los suelos pueden tardar decenas o centenas de años en recuperarse, a diferencia de lo que ocurre con la biomasa aérea (regeneración de la vegetación) (De León *et al.*, 2015). La consideración del substrato suelo como elemento

Como citar este artículo:

Ayala Carrillo, M. R., V. Gutiérrez Villalpando y E. Zapata Martelo. 2016. Género, cambio climático y REDD+: Experiencias en el tiempo. *Terra Latinoamericana* 34: 139-153.

Recibido: agosto de 2015. Aceptado: diciembre de 2015.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 139-153.

unificador de visiones biológicas y ecológicas, así como de políticas públicas, permite analizar el paisaje rural desde una perspectiva más amplia, donde las personas que inciden en las decisiones de qué hacer con los recursos naturales se vuelven el centro de la discusión, particularmente si se considera la participación de las mujeres. Para conservar el suelo es importante que converjan políticas sectoriales diversas (agricultura, ganadería, forestería, etcétera) e intereses de la sociedad civil organizada y los propios usuarios/poseedores de la tierra.

Las causas de la deforestación y degradación forestal, así como el manejo de los bosques y el suelo, son diferentes en cada región y requieren de estrategias adaptadas a cada caso (Fong, 2011). Es necesario considerar las diferencias étnicas, la práctica o prohibición de la ganadería, el nivel de desarrollo turístico, la superficie protegida en el territorio, el tamaño de población en cada comunidad, incluso el número de hijos(as) de comuneros y las formas de organización social, entre otros elementos que impactan en el manejo de la tierra y la selva en cada territorio. El presente trabajo tiene como objetivo reconocer la importancia de la perspectiva de género en los estudios sobre medio ambiente y cambio climático. Se muestra de manera general cómo se ha incorporado la visión feminista en ellos, y la importancia de visualizar las condiciones y participación de las mujeres. Enseguida se señalan algunas de las principales acciones implementadas en México para combatir la problemática y cómo se ha incorporado la perspectiva de género, especialmente en la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+, donde se incluyen la conservación, el incremento de los acervos del carbono y el manejo forestal sustentable). Posteriormente se analiza la experiencia de tres proyectos de REDD+ en los cuales se ha comenzado a trabajar desde la perspectiva de género, y se finaliza con algunas consideraciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Género y Medio Ambiente

La perspectiva de género es un marco conceptual para analizar, interpretar, explicar y transformar las diversas expresiones, causas y efectos de la subordinación, exclusión y discriminación de las mujeres, sustentada en valoraciones sociales

jerarquizadas de lo que supuestamente significa ser hombres o ser mujeres (SEMARNAT, 2008). A través de la categoría género se pueden explicar los usos que mujeres y hombres hacen de los recursos, a causa de los roles, actividades y responsabilidades diferenciadas que la sociedad les asigna según su sexo (INMUJERES, 2008). Desde esta perspectiva, el estudio del medio ambiente y desarrollo sustentable incorpora al análisis el tema de las relaciones sociales y el sistema de poder en el cual las mujeres están insertas, la relación que tienen mujeres y varones en su núcleo familiar, y los patrones en la división de tareas y adopción de decisiones al interior de las unidades domésticas, ya que esto determina el acceso, uso, propiedad y control de los recursos ambientales (Rodríguez *et al.*, 2010). Se debe considerar que mujeres y hombres tienen diferente poder, caracterizado por relaciones de jerarquía y desigualdad (INMUJERES, 2008). Desde una postura feminista, se usan los lentes de género para observar y analizar las realidades sociales, se toma como parte integral del análisis la perspectiva de las mujeres debido a que se encuentran en condiciones y posiciones inferiores, aunque se le da valor, estatus, prestigio y validez a las experiencias de vida y características históricas de hombres y mujeres (Warren, 2004).

¿Por qué se debe considerar el género en el cambio climático y el ciclo del carbono? La evidencia revela que los efectos del cambio climático, por modificaciones del ciclo del carbono, no son neutrales. Mujeres y hombres los experimentan de manera diferente, dependiendo de las capacidades y recursos que tengan. Las desigualdades económicas, sociales y políticas entre regiones, grupos sociales, géneros, edades y grupos socioeconómicos propician que la vulnerabilidad, capacidad de adaptación y los recursos para afrontarlos sea distinta (Castañeda *et al.*, 2014). La vulnerabilidad que enfrentan las mujeres difiere en función de los roles que desempeñan y los espacios donde se desarrollan. A pesar de que las leyes, políticas públicas y presupuestos reconocen que mujeres y hombres tienen roles, derechos, responsabilidades y saberes diferenciados en cuanto a los recursos naturales, aún no se han logrado resolver las fuertes desigualdades existentes que sufren las mujeres respecto a la distribución de los beneficios, la participación política, la toma de decisiones y en el acceso a los recursos, servicios, crédito, tecnología y creación de capacidades (Aguilar y Castañeda, 2014). Las mujeres, como categoría social, tienen acceso

desigual a los recursos y el poder. Estas desigualdades constituyen un gran nudo para lograr la sustentabilidad a nivel micro, toda vez que el desarrollo sustentable no se refiere exclusiva o fundamentalmente a un cierto uso y manejo de los recursos naturales, sino también a una dimensión humana y política, que involucra la calidad de vida de las y los sujetos sociales y el empoderamiento de las mujeres (González Montes, 1997; Moser, 1995; Siles y Soares, 2003).

A pesar de que la creación de convenios a nivel internacional ha sido coyuntural para la formulación de estrategias de adaptación y mitigación ante el cambio climático en México, los impactos sobre las vidas de las mujeres no han sido evidentes. Se siguen produciendo y reproduciendo pensamientos patriarcales en donde son minimizadas las desigualdades de género, considerando los problemas de las mujeres como un tema personal o individual, y no se visualizan sus implicaciones sociales, políticas, económicas y ambientales. Por ello es importante resaltar algunas de las principales desigualdades existentes en torno al género, tales como la feminización de la pobreza, el trabajo y acceso desigual a la tierra, dificultades que enfrentan las mujeres debido a la escasez de recursos naturales, políticas públicas mal instrumentadas (por no considerar la perspectiva de género en las políticas y programas, y usan la “perspectiva de género” solo en el discurso político, pero no en la práctica).

Como resultado de los procesos de *feminización de la pobreza* (las mujeres constituyen 70% de las personas en condiciones de extrema pobreza en el mundo), la feminización de la agricultura (la producción de alimentos para consumo doméstico, así como la pesca y la ganadería en los países subdesarrollados son hechas en 90% por mujeres) y la de las jefaturas de familia (sobre todo debido a la migración masculina, que aumenta sus cargas de trabajo, siendo ellas responsables en 90% del cuidado de las personas mayores y de los niños) (Global Soil Forum, 2013), las responsabilidades ambientales, sociales y económicas de las mujeres han aumentado, sin embargo no se ha logrado un respaldo que garantice el acceso, uso, control y beneficios de los recursos naturales. SEMARNAT (2008) señala que aunque las mujeres efectúan dos tercios del trabajo del mundo, apenas poseen 1% de sus bienes, y pese a que se han hecho esfuerzos por ampliar el acceso de las mujeres a la educación y al mercado de trabajo, aún están marginadas del proceso de toma de decisiones en todos los ámbitos. Esta exclusión ocurre incluso para

aquellas que, debido a la ausencia de los hombres ya sea por migración, separación, enfermedad o muerte, se convierten en proveedoras de los hogares y se ven obligadas a intensificar el trabajo agrícola (Buechler y Zapata, 2000). Hay una preexistente división del trabajo por género. Son las mujeres pobres de las familias campesinas y tribales quienes llevan a cabo la mayor parte de la recolección en productos de los bosques y las tierras comunales, y son las encargadas del acarreo de agua proveniente de manantiales, pozos y ríos hacia sus hogares. Además, muchas de ellas tienen la responsabilidad de sostener a la familia, a menudo son las principales proveedoras económicas y, en el caso de los hogares con jefatura femenina, llegan a ser las únicas (Agrawal, 2004).

Otro ámbito en donde estas mujeres se encuentran en desventaja es el *trabajo*. Tienen una posición de desventaja sistémica en el mercado de trabajo, cuentan con menos oportunidades de empleo, menor movilidad ocupacional, niveles más bajos de capacitación y una remuneración más baja por el mismo trabajo (Agrawal, 2004). A pesar del progreso en la igualdad de género en el sector del empleo, ellas continúan siendo discriminadas con respecto a remuneración, beneficios, condiciones laborales y acceso a los organismos de toma de decisiones. La crisis económica y financiera global ha empujado a más mujeres al trabajo informal. Muchas de estas oportunidades de empleo informal dependen directa o indirectamente de los recursos naturales, tales como materias primas, energía, tierra y agua (Stock, 2012). Cuando no se tiene acceso a ellos o no se pueden tomar decisiones sobre ellos, las mujeres están en clara desventaja respecto a los varones.

Según la Encuesta Nacional sobre Uso del Tiempo de INEGI (2009), en promedio las mujeres emplean 10.5 h más que los hombres en actividades cotidianas. Las actividades a las que dedican más tiempo son: preparación de alimentos, limpieza y cuidado de los integrantes del hogar. Los hombres dedican mayor tiempo al trabajo remunerado y a aspectos relacionados con diversión y deporte. Esta situación es más marcada en las zonas rurales (Cuadro 1).

Otras oportunidades a las que acceden las mujeres son *los proyectos productivos y ambientales* de programas gubernamentales, sin embargo, son pocas las que realmente se benefician. La organización Desarrollo Rural de Bajas Emisiones, Mujer y Medio Ambiente, A. C. (2010) señala como indispensable preguntarse si ¿los proyectos para la reducción de emisiones

Cuadro 1. Promedio de horas a la semana que los integrantes del hogar, de 12 y más años, dedican a las actividades cotidianas, por tipo de actividad, lugar de residencia y sexo.

Tipo de actividad	Lugar de residencia y sexo					
	Urbano			Rural		
	Mujeres	Hombres	Diferencia	Mujeres	Hombres	Diferencia
Total	165.5	155.0	10.5	160.8	147.9	12.9
Trabajo para el mercado	40.4	49.4	-9.0	37.3	44.4	-7.1
Traslados al trabajo	5.2	6.1	-0.9	4.5	6.0	-1.5
Búsqueda de trabajo	11.9	15.2	-3.3	8.8	15.1	-6.3
Producción primaria y secundaria	5.3	5.9	-0.6	6.6	10.2	-3.6
Actividades de estudio	40.5	40.0	0.5	38.3	39.7	-1.3
Preparación y servicios de alimentos para los integrantes del hogar	13.9	4.2	9.7	19.0	4.1	14.9
Limpieza de la vivienda	9.0	3.4	5.6	10.3	3.5	6.7
Limpieza y cuidado de ropa y calzado	5.2	1.7	3.4	6.2	1.6	4.7
Mantenimiento, instalación y reparaciones a la vivienda o a los bienes del hogar	2.0	2.8	-0.8	2.0	3.4	-1.4
Compras para los integrantes del hogar	2.8	2.3	0.5	2.5	2.4	0.1
Pagos y trámites de los integrantes del hogar	1.2	1.2	0.0	0.9	1.2	-0.3
Administración del hogar	1.3	1.2	0.1	1.2	1.1	0.1
Cuidados a integrantes del hogar que necesitan de apoyo	26.7	15.2	11.5	31	17.2	13.8
Apoyo y cuidado a integrantes del hogar menores de 6 años	12.3	5.5	6.8	12.9	5.3	7.6
Apoyo y cuidado a integrantes del hogar menores de 15 años	22.4	10.6	11.9	23.7	9.9	13.9
Apoyo y cuidado a integrantes del hogar de 60 y más años	19.4	14.5	4.8	17.2	14.4	2.8
Apoyo emocional y compañía a integrantes del hogar	7.9	7.0	0.9	7.1	6.6	0.5
Apoyo a otros hogares, a la comunidad y trabajo voluntario	8.3	5.3	3.0	6.9	5.6	1.3
Convivencia social	7.6	7.9	-0.3	6.7	7.2	-0.5
Asistencia a eventos culturales, deportivos y de entretenimiento	3.5	3.6	0.0	3.5	3.5	0.0
Participación en juegos y aficiones	4.5	5.5	-1.0	4.3	4.7	-0.4
Deportes y ejercicio físico	4.3	4.8	-0.5	3.7	4.8	
Utilización de medios masivos de comunicación	12.7	14.0	-1.3	11.2	11.3	-0.1
Cuidados personales	70.1	67.8	2.3	71.7	69.4	2.3

Fuente: INEGI. Encuesta Nacional sobre Uso del Tiempo 2009. Tabulados básicos.

o la fijación de carbono crean empleo? Si es así, ¿a cuántos empleos acceden las mujeres y a cuántos los hombres?, por el contrario, si las inversiones destruyen empleos ¿en qué sectores ocurre esto y quiénes se ven afectados o afectadas? ¿La transferencia de tecnología representa una oportunidad de aprendizaje y empoderamiento para las mujeres o, por el contrario, profundizará la segregación ocupacional y las desigualdades de género? ¿La transferencia de tecnología es o no una oportunidad para la creación de capacidades locales? ¿Cómo se pueden recuperar y proteger los conocimientos y prácticas de las mujeres y

los hombres para enfrentar el cambio climático? ¿Hasta qué punto se puede incidir para que el financiamiento fomente la participación equitativa de mujeres y hombres en las estrategias de adaptación, para que se tomen en cuenta los conocimientos de ambos y sean incluidos en los proyectos?, y otras preguntas que den información sobre quién o quiénes se benefician directa o indirectamente de los proyectos.

Otra situación de desventaja para las mujeres es el *limitado acceso a la tierra*, el recurso productivo más crítico en las economías rurales y la tecnología productiva que se le asocia (Agrawal, 2004). Muchas

de las mujeres ejidatarias, al no ser propietarias de la tierra no pueden acceder a programas de equipamiento, infraestructura, créditos, arrendamiento y apoyos económicos por concepto de pago de servicios ambientales, y tampoco están representadas en la toma de decisiones para organizar las actividades agropecuarias (Levy, 1999). Las mujeres se encuentran especialmente afectadas por la distribución desigual de la tierra y el suelo. A nivel mundial producen más de 50% de todos los alimentos, y tal cifra alcanza de 60 a 80% en los llamados países en desarrollo. Sin embargo, las mujeres son propietarias de menos de 2% de la tierra. En Kenia, por ejemplo, las mujeres hacen 70% de todo el trabajo agrícola, pero solo el 1% de ellas cultiva su propia tierra. Se estima que las mujeres podrían aumentar el rendimiento de sus explotaciones agrícolas en 20 o 30% si tuvieran el mismo acceso a los recursos productivos que los hombres (Global Soil Forum, 2013).

Según la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2008) solamente 23% de las mujeres mexicanas pueden acceder a la toma de decisiones como sujetos agrarios, las cuales han tenido acceso a la tierra a través de cesión de derechos o herencia familiar. Las parcelas que poseen son más pequeñas que las de los varones, pues en promedio miden 2.8 ha, mientras que los hombres poseen de 5 a 10 ha; además, la calidad de la tierra que ellas conservan no es la mejor para la producción. En promedio las mujeres dueñas de la tierra tienen 58 años de edad, 30.4% con más de 65 años y en muchas ocasiones son los hijos varones quienes toman las decisiones correspondientes. Sin el derecho a la tierra y al acceso a medios de producción, las oportunidades económicas de las mujeres se ven severamente limitadas en los proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+) (Aguilar y Castañeda, 2014). De acuerdo con Levy (1999), fomentar la participación de las mujeres y su papel en el acceso, uso, control y manejo de los recursos naturales, y colocarlas como protagonistas en la toma de decisiones para mejorar su posición respecto a la conservación, cuidado y aprovechamiento de los mismos, es indispensable para enfrentar con éxito el reto que plantea el cambio climático. El que ellas no tengan “voz y poder” significa que sus prioridades no son reconocidas, a nivel local y global (PNUD, 2008). Dado que los derechos agrarios están muy restringidos para las mujeres, la toma de decisiones también lo es. Las mujeres no pueden votar ni opinar en las asambleas

comunitarias (salvo cuando se discuten proyectos o programas para ellas, y los hombres les permiten participar), su espacio de influencia se limita al hogar (ámbito doméstico). Los hombres son quienes deciden sobre el destino y administración de los recursos naturales, y participan activamente en la vida política de la comunidad (ámbito público). Esto los ubica en una posición de poder frente a las mujeres, ya que cualquier iniciativa que busque involucrarlas debe ser aprobada por ellos (Fong, 2011).

El cambio climático también implica *escasez de recursos*, lo cual afecta profundamente a las mujeres, particularmente en aquellas zonas donde son las principales agricultoras y administradoras de la leña y el agua (PNUD, 2008; Stock, 2012). En México, las mujeres hacen actividades agroforestales tradicionales, extraen pigmentos, recolectan agua, semillas y leña, llevan comida a los hombres en el bosque, obtienen productos forestales no maderables (medicamentos, forraje y alimentos). Los hombres, por ser en su mayoría los propietarios de la tierra, reciben en mayor medida los subsidios de los programas gubernamentales; organizan eventos ceremoniales, cazan animales (para alimentación y con fines ornamentales), atienden la producción apícola, trabajan en aserraderos, vigilan y controlan las plagas e incendios forestales (Aguilar y Castañeda, 2014). Las diferencias entre los roles y responsabilidades de hombres y mujeres influyen en la capacidad de cada uno(a) de tomar acciones frente a los recursos naturales y el cambio climático. Los usos que mujeres y hombres dan a los recursos naturales también varían. Ellas suelen tener derecho de uso sobre recursos renovables (cultivo de plantas en el suelo, las hojas de los árboles y recolección de leña), mientras que ellos tienen derechos de uso de consumo (madera y otros recursos de los árboles, compra y venta de tierra, y el agua de riego o para otros fines) (Rodríguez *et al.*, 2010).

Las políticas públicas implementadas se han centrado en el *mercado internacional* de reducción de emisiones, fundamentado en la contabilización certificada de las emisiones de GEI (Gases Efecto Invernadero) evitadas y la comercialización de estos certificados, pero no consideran las diferencias de género. Ulloa (2008) discurre que estas estrategias pueden ser una oportunidad para confrontar el cambio climático y proteger el medio ambiente, y a su vez una oportunidad económica para generar beneficios sociales; sin embargo, al responder a una lógica primordialmente

económica, hay muchas dudas sobre su efectividad para controlar las transformaciones ambientales negativas. Desde el enfoque de género y medio ambiente se postula que “más allá de la ‘incorporación’ de las mujeres a las políticas ambientales, es necesario repensar las acciones para la construcción de la sustentabilidad desde una óptica que reconozca las diferencias de género” (INMUJERES, 2008). Desde la perspectiva de las políticas públicas, el tema central consiste en cómo priorizar áreas de acción temprana para una mejor distribución de los beneficios de los mecanismos REDD+ con miras a una mayor equidad entre mujeres y hombres; es claro que si se deja el acceso de los bonos de carbono (u otros tipos de incentivos) solamente a las fuerzas del mercado internacional, las desigualdades se profundizarán, lo cual significa que el Estado debe asumir plenamente su rol de garante de los derechos de las comunidades sobre las decisiones del manejo de su territorio, así como su obligación de velar por su cumplimiento y generar las condiciones para que la población, y en particular las mujeres, los puedan ejercer. Fong (2012) aclara que un problema presente —y que es señalado por las mujeres— es el hecho de que algunos beneficiarios varones utilizan el dinero que reciben de REDD+ para alcoholizarse, incluso la autora menciona que un par de personas consideraron que este tipo de subsidios crea una cultura de dependencia y holgazanería entre algunas familias de lacandones, aunque la mayoría de los entrevistados mostraron una opinión positiva acerca del proceso de REDD+.

El *enfoque de género* en los temas ambientales ha generado una cantidad considerable de estudios e investigaciones sobre diversos campos de conocimiento, al igual que el análisis de los resultados de numerosas experiencias de trabajo en campo. Sin embargo, como lo plantea Mujer y Medio Ambiente, A. C. (2010), es necesario analizar hasta qué punto se ha logrado transmitir de manera adecuada, clara y comprensible el marco conceptual y metodológico del enfoque de género; evitar que el término género se utilice como sinónimo de mujeres y se haga uso del enfoque para fines políticos. Para que se tengan resultados reales es necesario mostrar a tomadores y tomadoras de decisiones las ventajas de incluir el enfoque de género en las políticas públicas; subsanar las ideas equivocadas y estereotipadas respecto al feminismo y al género que producen rechazo, pues son un “caldo de cultivo” para los prejuicios. Además, que

se modifiquen las estructuras patriarcales en donde los hombres tienen y ejercen mayor poder.

Es necesario hacer partícipes a las mujeres, de distintas edades y clases sociales, de sus propios proyectos, dependiendo de sus necesidades reales; que ellas se sientan tomadas en cuenta y construyan propuestas de cambio de las relaciones entre hombres y mujeres. Lo importante es que se evite caer una vez más en proyectos para mujeres que dejan las cosas como están, sin modificarse, sin cambiar las desigualdades, sin que los varones participen en esos cambios. Para aplicar una perspectiva de género a los estudios ambientales es indispensable contar con información para la toma de decisiones, y orientación para la acción acerca de los principales factores que contribuyen a la falta de equidad entre hombres y mujeres; también se requiere considerar la relación género-medio ambiente desde una dimensión sistémica, al igual que aportar elementos para la comprensión de la naturaleza y el funcionamiento de las movilizaciones de carácter medioambiental (Bifani, 2003). Se deben reconocer las desigualdades en que viven las mujeres para proponer acciones acordes a las condiciones de cada una(o), pues no se puede aplicar la misma medida a mujeres y hombres, cuando su realidad es distinta.

Enfoques de género y medio ambiente. El enfoque de género y feminista en los estudios del medio ambiente no es un tema nuevo. Desde mediados de los años setenta, cuando se comienza a visualizar la importante contribución de las mujeres en los sectores productivos de la economía, especialmente en la alimentación, el trabajo doméstico y la agricultura, creció también el interés de la relación de las mujeres con el entorno. Bajo la luz de los problemas económicos globales, el deterioro ambiental y la feminización de la pobreza en los países del sur, fue impulsado el debate sobre los efectos específicos de dichos procesos en las mujeres. Se reconoció cada vez más que las mujeres utilizaban mucho tiempo y energía para obtener combustible, agua y forraje para uso doméstico. Se concluyó que ellas eran las más pobres entre los pobres, incluso se podía decir que tanto las mujeres como los pobres se fundían en un solo grupo y ambos términos podían ser intercambiables (Braidotti, 2004), por lo cual es indispensable llevar a cabo acciones que mejoren su condición y posición.

El enfoque feminista y de género en los estudios del medio ambiente ha tomado diferentes posiciones, dependiendo de la manera en que se enfoca

el problema, se conforman y desarrollan los intereses sobre el ambiente, de la perspectiva histórica y política, ubicando los procesos a escala local en el marco de la economía y las instituciones regionales, nacionales e internacionales (Vázquez, 1999; Bifani, 2003; Rocheleau *et al.*, 2004). Algunas de las principales posturas que se han desarrollado son el feminismo ecologista, ecofeminismo, la perspectiva de subsistencia, ambientalismo feminista y la ecología política feminista, entre otras.

El *feminismo ecologista* comprende la importancia de valorar y repensar los ecosistemas, y el compromiso que el feminismo tiene con estas prácticas. Posee un enfoque multicultural porque incluye en sus análisis las relaciones entre las mujeres y la naturaleza, las complejas interconexiones entre todos los sistemas sociales de dominación (racismo, discriminación por clase, edad, etnocentrismo, imperialismo, colonialismo y sexismo, entre otros). Toma en consideración las perspectivas de los pueblos locales, nativos e indígenas, y rechaza aproximaciones universalistas y esencialistas, que suponen “una única solución correcta” para los problemas sociales humanos y ecológicos (Warren, 2004).

El *ecofeminismo* surgió de varios movimientos sociales de finales de los años setenta y principios de los ochenta: el feminismo, el movimiento pacifista y el movimiento ecologista. Algunos de los argumentos ecofeministas son: 1) Existen conexiones importantes entre la dominación y la opresión de las mujeres, y la dominación y la explotación de la naturaleza. 2) Desde el punto de vista patriarcal, las mujeres son identificadas como más cercanas a la naturaleza y los hombres como más cercanos a la cultura; la naturaleza es considerada inferior a la cultura, y de ahí se desprende que las mujeres sean juzgadas inferiores a los hombres. 3) Debido a que la dominación de las mujeres y la naturaleza se dieron paralelamente, las mujeres tienen un interés especial en ponerle fin a la dominación de la naturaleza. Tanto el movimiento feminista como el ambientalista están a favor de sistemas igualitarios y no jerárquicos (Agarwal, 2004).

Desde la *perspectiva de subsistencia* se estima que se debe respetar la riqueza y diversidad como una condición previa para la supervivencia de todas las criaturas de este planeta. La naturaleza no debe ser explotada para la mera ganancia, por lo cual debe repararse el daño que el capitalismo le ha causado. Desde esta perspectiva, la dominación de los hombres

sobre la naturaleza se relaciona con la de los hombres sobre las mujeres y sobre todos los seres humanos, no se puede establecer una relación de no explotación con la naturaleza sin antes efectuar un cambio en las relaciones humanas, principalmente entre mujeres y hombres. Establece que los distintos sistemas de dominación están interconectados, por tanto, los problemas sociales (relaciones patriarcales, desigualdad, alienación, pobreza) deben resolverse junto con los problemas ecológicos (Mies, 2004).

El *ambientalismo feminista* considera que las relaciones de las mujeres y hombres con la naturaleza están enraizadas en su realidad material y sus formas específicas de interacción con el medio ambiente. Debido a que existe una división del trabajo, una distribución de la propiedad y del poder basada en género y clase, la interrelación de las personas con la naturaleza y los efectos hacia el cambio ambiental sobre los individuos y sus respuestas hacia él son diferentes para mujeres y hombres. El conocimiento sobre la naturaleza se basa en la experiencia, la división del trabajo, la propiedad y el poder. Desde esta conceptualización se puede considerar que el vínculo entre las mujeres y el medio ambiente está estructurado por género, clase, organización de la producción, reproducción y distribución de los recursos (Agrawal, 2004).

La *ecología política feminista* juzga que los cambios económicos, políticos y ambientales han afectado tanto a los hombres como a las mujeres, en cuanto son depositarios y depositarias del uso y distribución de los recursos, del manejo ambiental y de las creaciones de normas ambientales de salud y bienestar. Las diferencias de género en la experiencia con el medio ambiente, en las responsabilidades y los intereses relacionados con la ecología política feminista, no tienen sus raíces *per se* en la biología, más bien derivan de las interpretaciones sociales de la biología y de las construcciones sociales del género, las cuales varían dependiendo de la cultura, clase, raza y el lugar, y están sujetas al cambio individual y social (Rocheleau *et al.*, 2004). Según las autoras, esta perspectiva enfatiza los procesos de toma de decisiones y el contexto económico, político y social que dan forma las políticas y prácticas ambientales. Considera al género como una variable crítica que conforma el acceso de los recursos y su control, al interactuar con la clase, casta, raza, cultura y la etnicidad, para así dar origen a procesos de cambio ecológico, a la lucha de hombres y mujeres

para sostener formas de subsistencia ecológicamente viables y a las expectativas que cualquier comunidad tiene de un desarrollo sustentable. De acuerdo con Arellano Montoya (2003) el proceso de la ecología política feminista requiere la identificación de los múltiples actores que intervienen en la determinación de los usos y valores de los recursos naturales desde las ciencias biológicas que los guían, y de las relaciones físicas y espaciales establecidas entre la gente y su paisaje circundante.

Si bien existen muchas posiciones ideológicas, filosóficas y de activismo, la mayoría de las políticas a nivel nacional se sustentan en posturas más relacionadas con el desarrollo que con el medio ambiente. El enfoque de *Género en el Desarrollo* (GED) enfatiza la necesidad de integración de la perspectiva de género en el diseño e instrumentación de políticas y programas de desarrollo. En ese sentido, asevera que la meta estratégica de una política ambiental con enfoque de género debe ser asegurar que el acceso y control que mujeres y hombres tengan de los recursos naturales se ha considerando también las capacidades y habilidades de negociación que las mujeres tienen, y no dar por hecho que los hombres las toman. Los postulados esenciales de dicha corriente de pensamiento se refieren a: a) No se trata solo de integrar a las mujeres en los procesos de desarrollo existentes, sino construir alternativas para transformar las relaciones sociales desiguales, hacia una mayor autonomía y empoderamiento de las mujeres; b) la necesidad de analizar las contribuciones de las mujeres dentro y fuera del ámbito doméstico, ya que ellas desarrollan a la par, roles de reproductoras y productoras; c) las mujeres deben ser vistas como agentes de cambio y no ser receptoras pasivas de proyectos de asistencia al desarrollo y; d) hay que promover y consolidar cambios profundos en las estructuras sociales, económicas y políticas prevalecientes, hacia el logro de relaciones de equidad en el marco de un desarrollo sustentable, equitativo y participativo (Soares, 2006). Desde esta perspectiva, las respuestas de las mujeres frente a la degradación de los recursos naturales, especialmente la pérdida de carbono orgánico del suelo por este proceso, sientan las bases para la reconstrucción de las relaciones de género y contribuyen al empoderamiento femenino (Priego, 2002; Velázquez, 2003).

Como se puede observar, no hay una sola postura “ecofeminista”, de la misma manera que no existe un feminismo. Las posiciones que adopta esta corriente son

tan diversas como los feminismos a partir de los cuales obtienen su fuerza y significado (Warren, 2004). Sin embargo, todas las posturas coinciden en que las relaciones de poder en la sociedad están estrechamente vinculadas con el control sobre los recursos tangibles e intangibles, la tierra, equipo y herramientas, el tiempo, la educación y sobre los beneficios que se obtienen como dinero, conocimiento y prestigio político, entre otros aspectos que, por lo general, se encuentran en manos de los hombres. Debido a ello es necesario considerar la situación de las mujeres en la toma de decisiones sobre los recursos naturales en los espacios doméstico, laboral y comunitario, así como también en las estructuras de poder formal y en las instancias e instituciones que instrumentan las políticas ambientales (INMUJERES, 2008).

Género y Acciones para Revertir el Cambio Climático: REDD+

A la par del contexto internacional y del teórico, existe una demanda social por la creación de formas de participación que permitan a las mujeres ser parte de la construcción de políticas públicas enfocadas a los temas ambientales, como los proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+). Bajo este compromiso el país ha iniciado un proceso progresivo, participativo y multisectorial, con el fin de elaborar su Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques, conocida por sus siglas como ENAREDD+ (CONAFOR, 2013). Contiene principios que orientan sus acciones en términos de inclusión y equidad (territorial, cultural, social y de género), participación plena y efectiva de las comunidades, respeto a los derechos, conocimientos, formas de organización, consentimiento libre, previo e informado, al igual que el fomento de sus obligaciones. También se establecen como principios la certidumbre y el respeto a las formas de tenencia de la tierra, a los derechos de propiedad de comunidades, ejidos y pueblos indígenas que integran la población rural del país, quienes deberán ser los principales beneficiarios de la ENAREDD+ (Aguilar y Castañeda, 2014).

La transversalización de la perspectiva de género en las políticas de cambio climático se sustenta en los compromisos internacionales sobre género y cambio climático signados por México y en el marco legal nacional, reflejados en el Plan Nacional de Desarrollo

(PND, 2013-2018), el cual señala como prioridad la inclusión de la perspectiva de género como una de las tres líneas transversales que deben contener los programas sectoriales, institucionales y regionales.

Con el objetivo de mitigar el cambio climático y reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal en los países con bosques tropicales, es necesario apoyar el papel de conservación, gestión sostenible de los bosques y aumento de las reservas forestales de carbono mediante la mejora de la gobernanza forestal a nivel nacional, y ofrecer incentivos financieros para detener o revertir la pérdida de los bosques. Para ello fue creado el esquema internacional de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), en donde el gobierno de México ha expresado su compromiso de reducir las emisiones de los gases de efecto invernadero y ha reconocido la importancia de conservar, manejar y restaurar los ecosistemas forestales, para con ello mantener los invaluable servicios ambientales que ofrecen.

En materia de política ambiental, la iniciativa para la incorporación del enfoque de género estuvo a cargo de la sociedad civil, específicamente de la Red de Género y Medio Ambiente (RGEMA), que logró un esquema de gestión exitoso con resultados significativos, cuando en 1998 la Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca firmó una declaración en la que estableció el compromiso institucional para incorporar el enfoque de género en las políticas ambientales; a partir de entonces la incorporación del enfoque de género se ha instrumentado con distintos ritmos y resultados heterogéneos en las diferentes esferas de actuación de esa dependencia (Priego, 2002).

Como parte de los procesos previos a la construcción de la Estrategia Nacional de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación se estableció el Plan de Acción para la Transversalización de la Perspectiva de Género en el contexto de REDD+ en México (PAGeREDD+, 2013), cuyo objetivo general es garantizar la incorporación de consideraciones de género en las políticas, programas, arreglos institucionales, actividades financieras y administrativas asociadas a REDD+ en México. El marco conceptual en el cual se basa este plan está sustentado en el enfoque teórico de Género en el Desarrollo (GED), y se menciona que para lograr dichas consideraciones los programas y estrategias REDD+ deberán: 1) Reconocer que hombres y mujeres son actores importantes; 2) identificar el uso, acceso y control diferenciado por género de los recursos

forestales, y las inequidades que se presentan en procesos forestales; 3) reconocer que REDD+ puede tener impactos y oportunidades diferentes para mujeres y hombres; 4) identificar consideraciones de género relevantes a REDD+, y 5) adoptar acciones para garantizar que REDD+ incorpore aspectos de género y asegurarse que el programa no solo no haga daño, sino que mejore la condición de vida de las mujeres.

El Plan de Acción para la Transversalización de la Perspectiva de Género en el contexto de REDD+ en México (PAGeREDD+, 2013) se divide en tres fases: I) Desarrollo de capacidades y la ENAREDD+; II) implementación de políticas y medidas; III) pago por resultados. Algunos desafíos a superar son: 1) No existe una armonización legislativa entre los instrumentos legales internacionales y el marco jurídico federal y estatal; 2) es necesario que en el Plan Nacional de Desarrollo (2013-2018) los temas de desarrollo sustentable y género queden claramente identificados y articulados como una prioridad; 3) el Presupuesto de Egresos de la Federación no etiqueta de manera articulada recursos para género y cambio climático; 4) los programas de la CONAFOR no cuentan con reglas de operación con perspectiva de género; 5) el Programa Nacional de Certificación de los Prestadores de Servicios Técnicos Forestales no incluye aspectos sociales, de género o pueblos indígenas; 6) el Programa de Bosques y Cambio Climático no tiene como objetivo trabajar de manera específica con: mujeres, pueblos indígenas o jóvenes; 7) es necesario revisar la Ley General para el Desarrollo Forestal Sustentable para que incluya el enfoque de género; 8) el proceso Strategic Environmental Social Assessment (SESA)-REDD+ está en construcción, sin embargo el componente de género no está claramente identificado en las salvaguardas del Banco Mundial, por consiguiente es difícil que los procesos nacionales de SESA y del Environmental and Social Management Framework (ESMF) transversalicen género; 9) México tiene armonizando su sistema nacional de salvaguardas para REDD+ (Banco Mundial, Cancún-COP16, y los nacionales), pero es necesario asegurar que se tome en cuenta la dimensión de género en sus principios, criterios e indicadores; 10) no se han retomado los modelos de atención exitosos para dar seguimiento a los apoyos otorgados a los ejidos, comunidades y mujeres; 11) no se considera a las mujeres como actoras importantes, al no ser titulares de tierra; 12) ni el Consejo Nacional Forestal ni los Consejos Estatales

Forestales incluyen a las mujeres de forma apropiada. Atendiendo algunas de las observaciones derivadas de este plan, a partir del año 2014 el Programa Especial de Acciones tempranas REDD+, con el objetivo de incorporar la perspectiva de género, comenzó a otorgar puntos adicionales a las mujeres como una acción afirmativa. Con base en los lineamientos de operación del programa de áreas de acción temprana REDD+ de CONAFOR, con el programa se dirigieron apoyos, incentivos y acciones para impulsar el Desarrollo Rural Sustentable, aprovechar integralmente la diversidad de recursos en los ecosistemas forestales y contribuir a la disminución de la deforestación y degradación de bosques y selvas.

En este sentido, el gran reto es la participación ciudadana, que obliga a la re-conceptuación de lo que significa participación pública tanto en el sentido horizontal (entre diferentes sectores de la sociedad civil), como vertical (entre usuarios y los diferentes niveles de gobierno) (Castelán, 2001).

Como puede observarse, en México existen políticas de mitigación al cambio climático; sin embargo, deben ser reformuladas a la par de otras como las de conservación de suelo, reforestación, manejo agrícola sustentable e impactos sociales que promuevan la participación equitativa. Los compromisos que México ha asumido para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y adaptarse al cambio climático representan una oportunidad para que las visiones productivistas y ambientalistas coincidan en sus objetivos (De León *et al.*, 2015). Es necesario avanzar en una legislación que de manera específica aborde el problema de lucha contra la degradación y se proponga la conservación de los suelos, siempre incluyendo la perspectiva de género.

Para comprender de qué manera pueden abrirse espacios de gestión de los bienes y servicios ambientales (ecosistémicos) del bosque (suelo, agua, carbono, sistemas agroforestales, belleza escénica, etcétera) y biodiversidad con equidad para las mujeres y que puedan incidir en la formulación de políticas públicas, es necesario analizar el actual panorama jurídico en torno a las estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático nivel internacional, y aterrizarlo al ámbito local a través del análisis de gestión que se lleva a cabo en México a través de los Consejos Técnicos Consultivos, nacional y estatales, para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (CTC REDD+). Cotejar estos datos permitirá verificar

si efectivamente existe una convergencia político-metodológica que promueva una mayor participación ciudadana, sobre todo de las mujeres (Torgerson, 1998).

Lo anterior conlleva a una reflexión teórica en la que se discute de qué manera se puede dialogar con el Estado y sus políticas, que en su visión más amplia están profundamente masculinizadas. Una de las propuestas de parte de las feministas es la relacionada con el establecimiento de cuotas de participación femenina en las instancias de toma de decisiones, como un mecanismo que ha probado ser eficiente en otros ámbitos de acción.

Así, se propone efectuar una revisión de la legislación ambiental en la materia desde una perspectiva de género, en particular la Ley de Cambio Climático y la Estrategia Nacional de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, para la incidencia en la política pública ambiental, la cual podrá incluir, entre otras medidas, el establecimiento de cuotas de participación por sexo en los Comités Técnicos Consultivos y en los Programas de Acción Temprana REDD+. De acuerdo con el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), las cuestiones de género mejorarían la eficacia de los programas REDD+ y, por tanto, la estrategia sería más exitosa y sostenible (PaGeREDD+, 2013).

A pesar de que la participación de las mujeres ha recibido atención en los programas REDD+, sigue siendo un tema difícil de implementar debido a que se requieren cambios no solo en la política, sino en la visión de quienes las ponen en práctica. No consideran las desigualdades existentes y la diversidad de las mujeres, con frecuencia añaden el tema de género al final de la discusión, en vez de ser tema central de esta. El gran reto es que, para que los planteamientos de las Organizaciones Civiles se conviertan en políticas públicas, sus acciones tendrían que dejar de ser demasiado puntuales y aisladas, y el Estado debería dejar a un lado la resistencia para abrir espacios de participación social en la definición, orientación, implementación y evaluación de las políticas públicas. Mientras algo de lo anterior sucede, son necesarias las propuestas de participación ciudadana que se conviertan en una especie de coalición social para los temas ambientales, y que propugnen una relación más justa y equitativa para las mujeres.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

¿Cómo se está Implementando la Perspectiva de Género en los Proyectos de la Alianza REDD+ México?

Con el propósito de apoyar la transversalización de género en su accionar, la Alianza México para la Reducción de Emisiones de Carbono por Deforestación y Degradación (Alianza MREDD+) —conformada por el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), Rainforest Alliance, el Centro de Investigación Woods Hole y The Nature Conservancy (TNC)—, como líder de la iniciativa firmó un convenio de colaboración con la Oficina Mundial de Género de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). La Alianza México REDD+ es una iniciativa de cinco años (2011-2016) financiada por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID, por sus siglas en inglés), que prestará apoyo al proceso de preparación a REDD+ de México mediante el establecimiento y fortalecimiento de la capacidad política, institucional, técnica y financiera, al igual que otros aspectos básicos necesarios para asegurar la exitosa implementación de REDD+ en México.

A pesar de que la perspectiva de género en los estudios del medio ambiente y cambio climático ha estado presente desde mediados de los años setenta y las políticas ambientales en México datan de los años noventa, a la fecha no se ha logrado incorporar de manera efectiva en los proyectos de la Alianza REDD+ México. La introducción de nuevas metodologías que beneficien de manera real a las mujeres está en sus inicios, todavía no se podría hacer una evaluación del impacto en la vida de las mujeres; sin embargo, sí se pueden conocer algunas de las fortalezas y debilidades identificadas por quienes están implementando el enfoque de género.

Como resultado del taller titulado “Género y Desarrollo Rural de bajas Emisiones” que organizó la Alianza REDD+ México y se efectuó en el Centro de Capacitación Moxviquil en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas del 27 al 29 de abril de 2015, donde participaron 17 mujeres y 6 hombres, se elaboró un ejercicio para identificar algunas fortalezas y debilidades de la incorporación de la perspectiva de género en los proyectos que implementan los socios de la Alianza REDD+ México en algunas comunidades

de tres estados de la República: Chiapas, Oaxaca y Chihuahua.

Los facilitadores del taller dividieron a los participantes en tres equipos, donde fueron revisadas tres experiencias diferentes, según la percepción de las y los técnicos(as) de proyectos de la Alianza REDD+ México. El objetivo fue conocer cuáles han sido las principales fortalezas y debilidades identificadas en la incorporación de la perspectiva de género. Los proyectos analizados fueron los siguientes: 1) Programa de Áreas de Acción Temprana REDD+ en la Selva Lacandona, Chiapas; 2) Proyecto de Sistemas Silvopastoriles en comunidades de Oaxaca y Chihuahua; 3) Proyecto Agricultura Climáticamente Inteligente en la Reserva de la Biosfera “El Triunfo” en Chiapas.

Respecto a las fortalezas, primero es necesario aclarar que el impacto social y ambiental de género depende del lugar en donde se pongan en práctica los proyectos, la forma de organización, el tamaño de las propiedades de tierra y el sexo del propietario(a), entre otros factores que favorecen o no los resultados positivos para hombres y mujeres.

Las *principales fortalezas* identificadas por los(as) técnicos(as) para implementar la perspectiva de género en el Proyecto de Acciones Tempranas REDD+ en la Selva Lacandona, en el estado de Chiapas son:

- Se está iniciando la etapa de dar importancia al género en los proyectos, sobre todo con la capacitación de algunos(as) técnicos(as), con el compromiso de que implementen las acciones establecidas en las políticas.
- Mayor puntuación en los criterios de prelación del Programa de Acciones Tempranas de CONAFOR cuando hay participación de mujeres en el comité directivo de los ejidos, es decir, que ocupen algún cargo directivo como presidenta, secretaria o tesorera.

En el proyecto Agricultura Climáticamente Inteligente que se lleva a cabo en comunidades ubicadas en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera “El Triunfo”, en el estado de Chiapas, las y los técnicos(as) participantes del taller identificaron las siguientes fortalezas:

- Que existe participación activa de mujeres en las parcelas modelo.
- La cosecha se hace a nivel familiar y existe división de actividades.
- Las mujeres participan en la producción de viveros.

En el caso del proyecto Sistemas Silvopastoriles

que se implementa en las comunidades de Oaxaca y Chihuahua, se identificaron como fortalezas:

- Las pocas mujeres que participan son muy entusiastas.
- Las mujeres colaboran en la transformación de productos y venta de servicios.
- Las mujeres jóvenes comienzan a interesarse en la ganadería.
- Ordenamiento parcelario elaborado por toda la familia.
- La migración de los hombres ha obligado a las mujeres a participar.

Las *principales debilidades* identificadas por los(as) técnicos(as) para implementar la perspectiva de género en el proyecto de acciones tempranas REDD+ en la Selva Lacandona en el estado de Chiapas son:

- La mayoría de los hombres son los dueños de la tierra.
- La mayoría de los beneficiarios en los programas REDD+ son hombres.
- No se incluye la participación de las mujeres en los programas de manejo, al menos a nivel técnico y de organizaciones civiles.
- Los hombres son los que hacen las gestiones ante las instituciones.

En el proyecto Agricultura Climáticamente Inteligente que se efectúa en la Reserva de la Biosfera “El Triunfo”, en el Estado de Chiapas, se identificaron como debilidades:

- La participación de las mujeres se da cuando no hay una figura masculina, por ejemplo en el caso de las viudas.
- Existe temor de las mujeres para participar.
- Los hombres son los que toman las decisiones públicas y comerciales.
- Poco seguimiento de las mujeres en cuanto a capacitación.

Las principales debilidades identificadas por los(as) técnicos(as) para implementar la perspectiva de género en el proyecto Sistemas Silvopastoriles en las comunidades de Oaxaca y Chihuahua son:

- Poca participación de las mujeres, por la rudeza de las actividades.
- Los programas gubernamentales están más enfocados a ejidatarios.
- Los técnicos que dan la capacitación en las comunidades son hombres.

Las limitantes que se presentan en todos los casos están relacionadas con los roles y estereotipos de género,

tanto a nivel cultural y social como familiar y personal. Es por ello tan importante incorporar la perspectiva de género en proyectos de medio ambiente, recursos naturales y mitigación del cambio climático, por ejemplo los mecanismos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, entre otros.

Las problemáticas señaladas han sido planteadas desde los primeros movimientos ecofeministas, se han puesto muchas veces sobre la mesa. Quienes toman las decisiones son quienes poseen los medios; sigue existiendo de manera muy marcada una jerarquía de poder a nivel económico, social y familiar en donde las mujeres no acceden a la tierra ni a la capacitación ni a la gestión. Se siguen reproduciendo los roles tradicionales de género, en donde los hombres son seres del ámbito “público” y las mujeres del “privado”.

Al igual que en la experiencia de la Selva Lacandona, la participación de las mujeres en el aprovechamiento y cuidado de los recursos naturales y el medio ambiente, es poco reconocida. No se permite que ellas demuestren y desarrollen sus capacidades y habilidades en el manejo de los recursos naturales.

Es necesario insistir en que incorporar la perspectiva de género en políticas, programas, proyectos y acciones en cualquier nivel implica un compromiso con la equidad en las relaciones entre hombres y mujeres, y con la naturaleza. No se trata solo de incorporar la palabra “género” en los discursos, sino de hacer un estudio sobre las situaciones, condiciones y posiciones en que se encuentran mujeres y hombres en una región específica, la forma como se apropian de la naturaleza, la visión que tienen del medio ambiente, incluso acerca de la “espiritualidad” y “cosmovisión” que conlleva el reconocimiento de la “madre tierra”.

Se debe tener especial cuidado con los sistemas de cuota pues, aunque pueden ser un incentivo para incorporar a más mujeres, no significa que se reestructuren las relaciones de género en las organizaciones y en la vida cotidiana, porque muchas veces se utiliza “la perspectiva de género” para lograr que a los proyectos se les proporcionen mayores recursos económicos, pero la participación de las mujeres es marginal y no se logra un empoderamiento femenino.

No por el hecho de que las mujeres participan se está incluyendo la perspectiva de género, ya que si no se logra que ellas puedan decidir sobre los recursos, tener voz y voto, mayor capacidad de negociación y por consiguiente mayores beneficios para ellas y su

familia, lejos de beneficiarlas se estaría continuando con un sistema de explotación patriarcal, reproduciendo y produciendo dobles o triples jornadas de trabajo. De igual forma que en las relaciones familiares, cuando ellas no son las dueñas de la tierra, el padre, esposo y/o hijos varones son quienes toman las decisiones sobre los productos, el comercio y dinero obtenido. Es por ello que uno de los principales errores al “incorporar la perspectiva de género” es creer que porque hay mujeres ya se cumple el objetivo.

Es necesario estimular la participación de las mujeres en puestos de decisión, donde puedan desarrollar sus capacidades y aplicar sus conocimientos sobre recursos naturales, suelo, bosque, medio ambiente, etcétera. Un problema especial es cuando el esposo o pareja migra, pues ellas solas se tienen que hacer cargo de las actividades productivas y reproductivas, incluyendo el uso y aprovechamiento de la tierra.

CONCLUSIONES

- Diversos estudios han demostrado que las inequidades de género influyen en el acceso, uso y control de los recursos naturales, y que los conocimientos, derechos, responsabilidades ambientales, la política y el activismo dependen del género. Se ha evidenciado que la propiedad legal de la tierra es un factor determinante en la asignación de derechos, la capacidad de participación, el nivel de independencia económica y distribución del poder entre hombres y mujeres. Aunque existen muchas investigaciones y diagnósticos al respecto, la realidad es que es muy poco lo que se ha hecho en la práctica, sobre todo porque existe negativa de los hombres a ceder propiedades, reconocer el trabajo femenino y valorar los conocimientos, capacidades y habilidades de las mujeres; asimismo, las instituciones siguen teniendo prejuicios sobre el trabajo que ellas efectúan y niegan que existan desigualdades de género.

- Incorporar la perspectiva de género en los estudios del medio ambiente no es tarea sencilla, llevar el discurso a la práctica tampoco lo es. No se trata de proponer programas para mujeres y medio ambiente, sino de que hombres y mujeres participen con igualdad de oportunidades. Es necesaria la capacitación en todos los niveles, desde los y las funcionarias(os) hasta las y los responsables de proyectos, así como de la población participante, personas que se comprometan a cambiar las relaciones de dominación y poder sobre las mujeres y la naturaleza.

- Se deben considerar también las necesidades reales de mujeres y hombres, de la región y particularmente de las comunidades que se pretende beneficiar con los proyectos encaminados a la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), pues cada territorio tiene especificidades que lo hacen único. Las características históricas, sociales, ambientales, económicas, culturales y políticas propias de cada comunidad dan lugar a diversos arreglos en cuanto a los derechos consuetudinarios de acceso, aprovechamiento y manejo de los recursos naturales, requiriendo que las problemáticas sean abordadas con estrategias específicas para cada caso y enfatizando las experiencias locales en las relaciones globales.

- Retomando aspectos de la ecología política feminista, es necesario destacar la participación de las mujeres en la toma de decisiones, acceso y control de los recursos, el contexto económico, político y social dentro de los proyectos, los programas e iniciativas nacionales en que se insertan. El que ellas se involucren en todos los niveles permite su agencia y empoderamiento, haciendo que cambie su percepción acerca de las cosas que son capaces de hacer, sobre sus roles, derechos y responsabilidades ante sí mismas y ante los recursos naturales, y no ver los recursos naturales solo como una mercancía, sino como parte indispensable de la vida humana.

LITERATURA CITADA

- Agarwal, B. 2004. El ambientalismo feminista. El debate sobre género y medio ambiente: Lecciones de la India. pp. 239-285. *In*: V. Vázquez-García y M. Velázquez-Gutiérrez (comps.). Miradas al futuro: Hacia la construcción de sociedades sustentables con equidad de género. UNAM, Colegio de Posgraduados, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México, D. F.
- Aguilar, L. e I. Castañeda. 2014. Plan de Acción de Género para REDD+ México, PAGeREDD+. Oficina Global de Género, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). México, D. F.
- Arellano Montoya, R. 2003. Género, medio ambiente y desarrollo sustentable: Un nuevo reto para los estudios de género. *Revista de Estudios de Género. La Ventana* 17: 79-106.
- Bifani, P. 2003. Género y medio ambiente. Ed. Universitaria. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México.
- Braidotti, R. 2004. Género, ambiente y sustentabilidad: La historia. Mujeres, medio ambiente y desarrollo sustentable: Surgimiento del tema y diversas aproximaciones. pp. 23-59. *In*: V. Vázquez-García y M. Velázquez-Gutiérrez (comps.). Miradas al futuro: Hacia la construcción de sociedades sustentables con equidad de género. UNAM, Colegio de Posgraduados, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México, D. F.

- Castañeda, I., B. Hernández y C. Aguilar. 2014. Transversalización de la perspectiva de género en las políticas de cambio climático en México: sistematización y lecciones aprendidas. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D. F.
- Castelán, E. 2001. Los consejos de cuenca en México. Informe de investigación, Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua. México, D. F.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2013. Bosques, cambio climático y REDD+ en México. Guía básica. Área de Proyectos y Mercados Forestales de Carbono. Coordinación General de Producción y Productividad de la Comisión Nacional Forestal. DOI: http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/35/4034Gu%C3%ADa%20B%C3%A1sica%20de%20Bosques,%20Cambio%20Clim%C3%A1tico%20y%20REDD_%20.pdf (Consulta: mayo 15, 2015).
- De León González, F., L. M. Rodríguez Sánchez y G. Chapela y Mendoza. 2015. Degradación de los suelos y políticas para atenderla. *In: La Jornada del Campo, Suplemento Informativo de La Jornada* no. 91, Tema del mes: Agua, Suelo y Vida. Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo y UAM-X. DOI: <http://www.jornada.unam.mx/2015/04/18/cam-recurso.html> (Consulta: mayo 25, 2015).
- Fong, J. A. 2011. Perfil socioeconómico y cultural de los bienes comunales zona Lacandona. Reporte elaborado para informar las acciones tempranas de REDD+ en los bienes comunales zona Lacandona desarrollada por el Gobierno de Chiapas. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural, Gobierno del estado de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Fong, J. A. 2012. Evaluación rápida de impactos sociales del proceso REDD+ en la comunidad "Zona Lacandona", Chiapas. Reporte de investigación. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. Gobierno del estado de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Global Soil Forum. 2013. Institute for Advanced Sustainability Studies. DOI: www.globalsoilweek.org (Consulta: mayo 20, 2015).
- González Montes, S. 1997. Mujeres, trabajo y pobreza en el campo mexicano: Una revisión crítica de la bibliografía reciente. pp. 179-214. *In: J. Alatorre, G. Careaga, C. Jusidman, V. Salles, C. Talamante y J. Townsend. Las mujeres en la pobreza. Grupo Interdisciplinario sobre Mujer, Trabajo y Pobreza (GIMTRAP), El Colegio de México. México, D. F.*
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. Encuesta Nacional sobre Uso del Tiempo. Aguascalientes, México. DOI: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/Proyectos/encuestas/hogares/especiales/enut/enut2009/Default.aspx> (Consulta: mayo 15, 2015).
- INMUJERES (Instituto Nacional de las Mujeres). 2008. Género y sustentabilidad: Reporte de la situación actual. México, D. F.
- Levy, C. 1999. The process of institutionalizing gender in policy and planning: The web of institutionalization. DPUT UCL. DOI: <http://eprints.ucl.ac.uk/34/1/wp74.pdf> (Consulta: mayo 15, 2015).
- Mies, M. 2004. El ecofeminismo. Exponentes y posturas críticas. La necesidad de una nueva visión: La perspectiva de la subsistencia. pp. 95-125. *In: V. Vázquez-García y M. Velázquez-Gutiérrez (comps.). Miradas al futuro: hacia la construcción de sociedades sustentables con equidad de género. UNAM, Colegio de Posgraduados, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México, D. F.*
- Moser, C. 1995. La planificación de género en el tercer mundo: Enfrentando las necesidades prácticas y estratégicas de género. pp. 55-124. *In: V. Guzmán, P. Portocarrero, V. Vargas y Centro de la Mujer Peruana Flora Tristán. Una nueva lectura: Género en el desarrollo. Ediciones entre Mujeres. Lima, Perú.*
- Mujer y Medio Ambiente, A. C. 2010. Género y cambio climático en México: En dónde está el debate. Heinrich Böll Stiftung. México, Centroamérica y El Caribe. México, D. F.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2008. Guía recursos de género para el cambio climático. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D. F.
- Priego Martínez, K. 2002. Experiencias exitosas en la incorporación de la perspectiva de género en la política ambiental. pp. 133-174. *In: INMUJERES (ed.). Mujeres, experiencias exitosas en la incorporación de la perspectiva de género. México, D. F.*
- Rocheleau, D., B. Thomas-Slayter y E. Wangari. 2004. La ecología política feminista. Género y ambiente: Una perspectiva de la ecología política feminista. pp. 343-371. *In: V. Vázquez-García y M. Velázquez-Gutiérrez (comps.). Miradas al futuro: hacia la construcción de sociedades sustentables con equidad de género. UNAM, Colegio de Posgraduados, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México, D. F.*
- Rodríguez Muñoz, G., E. Zapata Martelo, B. Martínez Corona, V. Vázquez García, M. N. Rodríguez Mendoza e I. Vizcarra Bordi. 2010. Mujeres y hombres: Manejo de recursos del bosque, Santa Catarina del Monte, Estado de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Programa "Hacia la igualdad de género y la sustentabilidad ambiental" 2007-2012. Primera edición. México, D. F.
- Siles, J. y D. Soares. 2003. La fuerza de la corriente: Gestión de cuencas hidrográficas con equidad de género. Internacional Humanistic Institute for Cooperation with Developing Countries (HIVOS-UICN). San José de Costa Rica.
- Soares, D. 2006. Mujeres, agua, leña y desarrollo: Estudio de caso sobre género y recursos naturales en los Altos de Chiapas. pp. 292-312. *In: D. Soares Moraes, V. Vázquez García, Á. Serrano Sánchez y A. de la Rosa Regalado (coords). Gestión y cultura del agua, Tomo II. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Colegio de Postgraduados. México, D. F.*
- Stock, A. 2012. El cambio climático desde una perspectiva de género. Fundación Friedrich Ebert, FES-ILDIS. Quito, Ecuador.
- Torgerson, D. 1998. Entre el conocimiento y la política: Tres caras del análisis de políticas. pp. 197-237. *In: L. F. Aguilar-Villanueva. El estudio de las políticas públicas. Porrúa. México, D. F.*
- Ulloa, A. 2008. Implicaciones ambientales y culturales del cambio climático para los pueblos indígenas. pp. 17-34. *In: A. Ulloa, E. M. Escobar, L. M. Donato y P. Escobar (eds.). Mujeres indígenas y cambio climático. Perspectivas latinoamericanas. UNAL-Fundación Natura de Colombia-UNODC. Bogotá, Colombia.*
- Vázquez García, Verónica. 1999. Género, medio ambiente y desarrollo sustentable: Algunas reflexiones. pp. 65-92. *In: V. Vázquez García (coord.). Género, sustentabilidad y cambio social en el México rural. Colegio de Postgraduados. México, D. F.*

Velázquez, M. 2003. Hacia la construcción de la sustentabilidad social: Ambiente, relaciones de género y unidad doméstica. pp. 79-105. *In*: E. Tuñón-Pablos (coord.). Género y medio ambiente. ECOSUR-SEMARNAT / Plaza y Valdés. México, D. F.

Warren, K. J. 2004. El ecofeminismo. Exponentes y posturas críticas. Feminismo ecologista. pp. 63-70. *In*: V. Vázquez-García y M. Velázquez-Gutiérrez (comps.). Miradas al futuro: hacia la construcción de sociedades sustentables con equidad de género. UNAM, Colegio de Posgraduados, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México, D. F.

SERVICIOS AMBIENTALES: ELEMENTOS PARA EL DESARROLLO DE UN MARCO JURÍDICO

Environmental Services: Elements for Developing a Legal Framework

María Elena Mesta Fernández^{1‡}

¹ Consultores en Educación Desarrollo y Capacitación, S.C. Magdalena 404-202. Col. Del Valle. 03100 México, D. F.

[‡] Autora responsable (legadosustentable@gmail.com)

RESUMEN

Con el fin de garantizar la conservación de servicios ambientales en determinado territorio, es necesario contar con ordenamientos jurídicos y territoriales que constituyan instrumentos de gestión y de política pública que permitan orientar acciones de diversos actores de acuerdo con objetivos específicos relacionados, primero, con la conservación de los recursos naturales y, segundo, de mantenimiento e incremento de dichos servicios. El presente trabajo presenta una propuesta para el desarrollo de un marco legal que haga factible la conservación efectiva de los recursos naturales y servicios ambientales que constituyen un factor fundamental para garantizar en cualquier país un desarrollo sustentable. También se propone un modelo de ordenamiento territorial que garantice una adecuada gestión y uso de los servicios ambientales, como condición para fomentar en particular el desarrollo de los mercados de servicios ecosistémicos en México.

Palabras clave: marco legal; ordenamiento territorial; desarrollo sustentable.

SUMMARY

In order to ensure the protection of environmental services in a given territory, a legal framework and a territorial management system need to be in place in order to guide the actions of various actors according to specific related objectives, first, to conservation of natural resources and, secondly, to maintenance and increase of environmental services. This paper presents a proposal for the development of a legal framework that enables the effective conservation of natural resources and environmental services that are essential in any country to ensure a sustainable development.

Also it proposes a model for land use management that guarantees an effective conservation of environmental services, including soil carbon as a condition to particularly enable the development of carbon markets in Mexico.

Index words: legal framework; land management; sustainable development.

INTRODUCCIÓN

Partiendo de que existe un reconocimiento a nivel global del impacto que los seres humanos hemos tenido sobre los ecosistemas en los últimos 50 años, así como del desafío de revertir la degradación de los ecosistemas para resolver las demandas crecientes de alimento, agua dulce, madera, fibra y combustible a través de la introducción de cambios significativos en las políticas, instituciones y prácticas (PNUD, 2006), en México se han desarrollado diversos instrumentos de política pública que advierten la importancia de la conservación de servicios ambientales que son fundamentales para el bienestar social y desarrollo económico del país, como son: la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México (CONABIO, 2000), la Estrategia Nacional de Manejo Sustentable de Tierras (SEMARNAT, 2011), el Programa Estratégico Forestal 2025 (SEMARNAT, 2013) y, de manera más reciente, el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2013), la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) (SEMARNAT, 2013a) y el Programa Especial de Cambio Climático (Gobierno de la República, 2014). Además de que existen estudios que dan evidencia de la importancia que tienen los recursos naturales y, en particular, los servicios ambientales como proveedores de beneficios para toda la población (Cotler *et al.*, 2016, datos inéditos), todos ellos consecuentes con los compromisos que México ha

Como citar este artículo:

Mesta Fernández, María Elena. 2016. Servicios ambientales: Elementos para el desarrollo de un marco jurídico. *Terra Latinoamericana* 34: 155-166.

Recibido: octubre de 2015. Aceptado: enero de 2016.

Publicado en *Terra Latinoamericana* 34: 155-166.

suscrito como signatario de los acuerdos firmados en la Cumbre de Desarrollo y Medio Ambiente celebrada en Río de Janeiro en 1992 (PNUD, 1992).

Con base en lo anterior, el presente análisis busca responder a los grandes retos y desafíos que representa la necesidad de conservación efectiva de servicios ambientales en la legislación. Desde el ámbito del análisis jurídico, el presente estudio tiene por objeto: (i) Identificar las bases para el diseño de un nuevo marco legal y de políticas públicas, aplicable a nivel nacional, que sea efectivo, eficaz y eficiente para regular y fomentar, de manera general, la conservación de servicios ambientales que constituyen un pilar fundamental para lograr un desarrollo integral sustentable (DIS) e (ii) Identificar bases para el diseño de instrumentos legales que promuevan la conservación de servicios ambientales en general y de manera particular del carbono en suelos in situ como condición que favorezca el desarrollo de mercados de carbono. Con ello se busca abonar a la construcción de nuevos modelos normativos que contribuyan al desarrollo de las bases para transitar hacia un “derecho para el desarrollo sostenible” (Brañes, 2004).

METODOLOGÍA

Para cumplir con el objeto propuesto se procedió al análisis de diversas leyes e instrumentos jurídicos que hacen alusión al desarrollo sustentable y a la conservación de los servicios ambientales, mediante

el empleo de una metodología propia denominada Metodología de Análisis de Eficiencia, Eficacia, Efectividad de la Legislación (MAEEEL), la cual utiliza un conjunto de criterios (Cuadro 1) análogos a los empleados por el “enfoque de marco lógico” (The World Bank, 2015) en la planeación. A través de la MAEEEL fue posible detectar vacíos e insuficiencias en la legislación en cuanto a: la relevancia que tiene el tema de la conservación de los servicios ambientales en la legislación y planeación nacional; los principios, criterios o enfoques en las leyes asociados a los servicios ambientales; diseños institucionales relacionados con la gestión y gobernanza; así como instrumentos y mecanismos. Con ello se pretendió identificar las principales causas que se traducen en ineficiencias de la legislación que obstaculizan la conservación efectiva de los servicios ambientales en México. Asimismo, busca identificar las oportunidades para el diseño y desarrollo de medidas efectivas de conservación de los distintos servicios ecosistémicos como elemento fundamental para lograr un desarrollo integral y sustentable en el país.

Cabe hacer mención de que la adaptación de la MAEEEL retoma los conceptos de “eficiencia” y de “eficacia” utilizados por Brañes (2001). Con base en las categorías de análisis empleadas por Brañes, cuando se habla de falta de idoneidad en la legislación se refiere a que ésta asume un enfoque equivocado para el tratamiento jurídico de los problemas y, cuando se hace alusión en este estudio a la “falta de desarrollo

Cuadro 1. Criterios de análisis de la legislación con base en la metodología MAEEEL.

Criterios	Concepto	Aspectos evaluados de la Legislación
Impacto	Es el grado en la que la norma es capaz de modificar positiva o negativamente, de manera permanente, las condiciones iniciales en el entorno que justificaron su expedición (Logra el objetivo general esperado).	Cambios permanentes esperados en el entorno: Desarrollo Integral Sustentable (DIS).
Efectividad	El grado en el cual el instrumento de política logra modificar la conducta, actitud o desempeño del sector a través de la aplicación efectiva de sus disposiciones (Logra sus objetivos específicos).	Objetivos específicos: Conservación de servicios ambientales.
Eficacia	El grado de la aplicabilidad del instrumento normativo, es decir, qué tanto las medidas y especificaciones técnicas previstas en él se aplican para obtener los productos o resultados deseados.	Grado en que la norma produce los resultados esperados de su aplicación.
Eficiencia	El grado de idoneidad en el diseño de una norma jurídica para alcanzar los objetivos que se tuvieron en cuenta al momento de su expedición, al utilizar apropiadamente las capacidades y recursos de los sujetos obligados.	Calidad del contenido de la legislación- instrumentos, mecanismos y procesos.

de la legislación”, se asume estar ante cualquiera de los siguientes tres supuestos: (i) la legislación es inexistente; (ii) la legislación es insuficiente toda vez que falta desarrollar la legislación ambiental sustantiva y presenta un incipiente grado de desarrollo; (iii) la legislación es incompleta toda vez que en el sistema jurídico faltan normas que desarrollen con mayor especificidad el contenido de otras que ya se encuentran en vigor y hacen posible su aplicación.

Problemas de Implementación de la Legislación

Si bien el derecho ambiental en México muestra que, desde la firma de los “Acuerdos de la Cumbre de Río y Medio Ambiente celebrada en Río de Janeiro en 1992” (PNUD, 1992) a la fecha se ha generado un sistema jurídico que sienta paso a paso bases importantes para “transitar hacia un desarrollo sustentable”, también es cierto que existen en el marco legal serias insuficiencias que se traducen en ineficiencia e ineficacia para orientar las conductas reguladas hacia el fin último que mandata la Carta Magna: El Desarrollo Integral y Sustentable (Objetivo General), o bien, para incidir de manera efectiva en la conservación de recursos naturales (en particular del suelo) y servicios ambientales que presta el suelo (en particular el secuestro de carbono).

Entre las causas raíz que han hecho ineficiente a la legislación ambiental se encuentran: (i) la falta de una visión o enfoque claro del fin último que se propone con la aplicación de la ley y, (ii) la falta de desarrollo

de la relevancia que tiene el tema de la conservación de los servicios ambientales en la legislación nacional.

RESULTADOS DEL ANÁLISIS

Después de un análisis exhaustivo del marco legal ambiental objeto de estudio que incide sobre la conservación de servicios ambientales se identificó la siguiente causa raíz de su ineficiencia: falta de una visión compartida sobre el desarrollo sustentable en México.

Como resultado de un análisis de los principios y objetivos que constituyen el fundamento del Estado-Nación en nuestra constitución (Cuadro 2) y su impacto en la legislación secundaria (Cuadro 3), se desprende que una de las razones más profundas de las insuficiencias de la legislación ambiental es la manera cómo ha sido concebido el desarrollo sustentable, ya que no existe una visión conceptual unánime en la constitución política, ni en la legislación secundaria, respecto a la idea de desarrollo sustentable y, los medios para transitar hacia este objetivo. En este sentido, parece acertada la aseveración que señala: “el hecho de que el medio ambiente haya sido constitucionalizado no ha generado una visión teórica unánime respecto a su entendimiento” (Carbonell, 2004).

Como consecuencia de esta causa raíz de ineficiencia se encuentran diversas evidencias de disposiciones en el sistema jurídico, que muestran la ausencia de una idea apropiada del desarrollo sustentable.

Por un lado, se encuentra que el sistema jurídico

Cuadro 2. Bases Sustantivas del Derecho Ambiental en la Constitución (CPEUM)

CPEUM	Síntesis de su contenido
Artículo 1°	Reconocimiento de los derechos humanos.
Artículo 4°	Derecho que tiene toda persona a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar y el reconocimiento a nivel constitucional de la responsabilidad por daño ambiental.
Artículo 25	Reconoce como principio del Estado Mexicano, la responsabilidad que este tiene de la “rectoría del desarrollo nacional para garantizar que éste sea integral y sustentable”; su potestad para impulsar la productividad y sustentabilidad en las empresas de los sectores social y privado de la economía, “sujetándolos a las modalidades que dicte el interés público y al uso, en beneficio general, de los recursos productivos, cuidando su conservación y el medio ambiente”
Artículo 27	Reconoce el derecho que tiene la Nación “de regular el aprovechamiento de los recursos naturales susceptibles de apropiación, en beneficio social, con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública y cuidar de su conservación”. Establece el dominio inalienable e imprescriptible que tiene la Nación sobre ciertos recursos naturales (se incluye el suelo).
Artículo 133	Reconoce con carácter de ley suprema los tratados y convenios internacionales celebrados por México en términos de lo dispuesto por de la propia constitución.

Cuadro 3. Legislación para el Desarrollo Sustentable en México.

Legislación	Acrónimo	Artículos
Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos	CPEUM	Artículos 1 , 2, 4, 25,
Ley de Planeación	LP	Artículos 2, 9, 21 y 21 Bis (crecimiento sostenido y sustentable).
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (Publicada en D.O.F el 1° de marzo de 1988)	LGEEPA	Artículos 1°, 3° fracción XI
Ley de Desarrollo Rural Sustentable (Publicada en D.O.F. el 7 de diciembre 2001)	LDRS	Artículo 1. (desarrollo rural sustentable)
Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (Publicada en D.O.F el 25 de febrero de 2003)	LGDFS	Artículo 1. (desarrollo forestal sustentable).
Ley de Aguas Nacionales (Publicada en D.O.F el 1 de diciembre de 1992)	LAN	Artículo 3. fracciones XXI, XXVIII y XXIX
Ley General de Cambio Climático (Publicada en el DOF el 6 de junio de 2012)	LGCC	Artículo 1
Ley para Impulsar el Incremento Sostenido de la Productividad y la Competitividad de la Economía Nacional (Publicada en el DOF el 6 de mayo de 2015)	LPyC	Artículo 3 fracción II. (Desarrollo económico alto, sostenido y sustentable) y artículo 8, Fracción II, inciso c) (crecimiento sostenido y sustentable). Así como artículo 11.

Nota: Este cuadro contiene artículos que hacen alusión expresa al término desarrollo sustentable.

mexicano ha relegado el concepto y la búsqueda de la sustentabilidad a las políticas ambientales – incluido el derecho ambiental– sin considerar que “la sustentabilidad del desarrollo implica un nuevo enfoque de análisis una planeación del desarrollo nacional –y desarrollo legislativo– que ha de integrar los aspectos culturales, sociales, económicos y ambientales que inciden en cada situación, para entender sus alcances y generar soluciones reales y posibles” (CEIBA, 2012).

Este aislamiento del derecho ambiental ha ocasionado que el sector ambiental, encargado de la aplicación de la ley, se enfoque y limite a desarrollar instrumentos de política ambiental con un enfoque sectorial (p. ej.: Criterios Ecológicos, Normas Oficiales Mexicanas, Normas Voluntarias, Ordenamientos Ecológicos del Territorio, Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación) que terminan por no generar los resultados jurídicos ni materiales esperados toda vez que fueron concebidos con un enfoque de “voluntarismo con que se combaten algunos problemas ambientales por la insuficiente o equivocada consideración de las causas sociales que están presentes en su generación” (Brañes, 2004).

Por otra parte, se encontró en el análisis una “escasa presencia de la idea del desarrollo sostenible en la legislación económica” (Brañes, 2004) situación

que se manifiesta en la ausencia de un enfoque común del desarrollo sustentable entre las diversas leyes analizadas, que a su vez genera heterogeneidad de contenido y estructural en el sistema jurídico en su conjunto (Cuadro 3).

Dos casos que sirven de ejemplo en cuanto a la ausencia de un enfoque apropiado del desarrollo sustentable en la legislación económica son la Ley de Planeación (LP) y la Ley para Impulsar el Incremento Sostenido de la Productividad y la Competitividad de la Economía Nacional (LPyC). La ausencia de vinculación y sinergias entre la política ambiental y la política económica en estas dos leyes se manifiesta en lo siguiente: (i) Ninguna de esta leyes contiene definiciones de conceptos asociados al desarrollo sustentable ni a la política ambiental; aunado a lo anterior, dan preeminencia a los conceptos de productividad y competitividad por encima del concepto de desarrollo sustentable y emplean dos nuevos conceptos asociados al término de sostenibilidad y sustentabilidad (crecimiento sostenido y sustentable), sin definirlos, lo que genera confusión y posibles conflictos de interpretación con la definición de desarrollo sustentable (Artículo 3 fracción XI de la LGEEPA); en segundo lugar (ii), si se considera que ambas son leyes secundarias de los artículos 25 y 26 constitucionales, se observa la ausencia de

lineamientos y criterios rectores del desarrollo nacional “para garantizar que éste sea integral y sustentable” así como falta de vinculación con los artículos 17 y 17 Bis de la LGEEPA que establecen criterios de planeación ambiental que deben observarse en la planeación nacional; (iii) en cuanto a la planeación territorial es notoria la omisión en ambas leyes de criterios que orienten la formulación, aplicación congruente de los instrumentos de planeación territorial existentes en la legislación nacional, no obstante que en el ámbito federal es del dominio público que siempre han coexistido problemas de aplicación efectiva relacionados con la aplicación de diversos instrumentos de planeación territorial (Cuadro 4) que en la práctica presentan conflictos en sus objetivos y criterios de implementación (p. ej.: conflictos entre los ordenamientos ecológicos del territorio y los planes

directores de desarrollo urbano); (iv) se observa también la insuficiencia de políticas que orienten el desarrollo conforme a la vocación y usos potenciales del territorio de tal forma que se aproveche el potencial socio económico, cultural y ambiental regional. Si bien hay leyes que prevén criterios que establecen la necesidad de considerar dicho potencial, en la práctica no existen criterios técnicos y económicos, ni instrumentos o herramientas que permitan valorar cuales son los usos potenciales del territorio y, en consecuencia, tampoco existen criterios de asignación de recursos que permitan garantizar su aplicación efectiva en programas y políticas públicas destinadas al desarrollo sustentable. (v) Otro aspecto que devela la ausencia de una idea apropiada del desarrollo sustentable en ambas leyes es la falta de consideración de los bienes y servicios ambientales como recursos productivos que,

Cuadro 4. Instrumentos de planeación territorial.

Ley	Instrumentos de Ordenamiento Territorial	Artículo
Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos	Territorio Nacional	Artículos 25, 27, 173 XXIX-G, 124 y 115
Ley de Planeación	Facultad para dictar modalidades a la propiedad Lineamientos	Artículo 16 fracción VI Artículo 17 fracción IV
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	Ordenamientos Ecológicos del Territorio (Nacional, regional, local y marino)	Artículos 19 a 20 Bis 7
Ley del Aguas Nacionales	Áreas Naturales Protegidas y su Zonificación Cuenca Hidrológica Programa Hídrico de la Cuenca Zonas de protección, reglamentada, reserva y veda	Artículos 3 XXXIX, 44 a 55 Artículo 3 fracción XVI Artículo 3 fracción XLIII Artículo 3 fracciones LXII a LXV
Ley General de Desarrollo Forestal	Zonificación Forestal	Artículo 35 fracción IV
Ley General de Asentamientos Humanos	Ordenamiento territorial de los asentamientos humanos	Artículo 2
Ley de Desarrollo Rural Sustentable	Regionalización	Artículos 139 y 172
Ley General de Turismo	Tierras frágiles y preferentemente forestales Ordenamiento Turístico del Territorio Zonas de Desarrollo Turístico Sustentable Zonas Prioritarias de Desarrollo Turístico	Artículo 3 Artículo 31 Artículo 32 al 36
Ley General de Cambio Climático	Atlas de riesgo	Artículo 3 fracción II
Ley para Impulsar el Incremento Sostenido de la Productividad y la Competitividad de la Economía Nacional	Políticas de carácter regional que impulsen la identificación de regiones económicas estratégicas, en función tanto de sus vocaciones naturales, así como de sus posibles ventajas competitivas dinámicas y sus vocaciones potenciales	Artículo 8, Fracción III inciso d

en opinión de algunos autores, debieran considerarse como elementos constitutivos de la competitividad ambiental de un territorio y que por tanto no debieran excluirse del concepto de competitividad territorial (Echeverry *et al.*, 2003). (vi) También destaca la ausencia de referencia al desarrollo y uso de los sistemas de información oficiales (incluida la información ambiental) en la formulación y evaluación de los instrumentos de planeación, sobre todo si se considera que el inciso B del artículo 26 constitucional establece que “El estado contará con un sistema nacional de información estadística y geográfica cuyos datos serán considerados oficiales. Para la federación, estados, Distrito Federal y municipios, los datos contenidos en el sistema serán de uso obligatorio en los términos que establezca la ley”. (vii) Finalmente, otra evidencia de la falta de un enfoque apropiado del desarrollo sustentable se manifiesta en la reforma al artículo 21 Bis a la Ley de Planeación, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de mayo de 2015, en la cual el legislador, con un enfoque sesgado de la planeación hace alusión únicamente a la “visión de largo plazo de la política nacional de fomento económico, a fin de impulsar como elementos permanentes del desarrollo nacional y el crecimiento económico elevado, sostenido y sustentable, la promoción permanente del incremento continuo de la productividad y la competitividad”.

Falta de Desarrollo de la Legislación Ambiental en Materia de Servicios Ambientales

Si bien recientemente se han incorporado a la legislación ambiental conceptos de servicios ambientales (Cuadro 5) que en lo general pueden ser comprendidos en los términos de la Ley General del

Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) como “los beneficios tangibles e intangibles, generados por los ecosistemas, necesarios para la supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto, y para que proporcionen beneficios al ser humano”, a la fecha no se han desarrollado disposiciones para su tutela específica, lo que pone de manifiesto el grado de desarrollo incipiente que tiene la legislación ambiental en materia de servicios ambientales o servicios ecosistémicos en México.

Entre los principales factores que producen ineficiencia se encuentran los siguientes: (i) Ni en la Constitución, ni en la LGEEPA, considerada en su carácter de ley marco en materia ambiental, se encuentra un tratamiento explícito de los bienes y servicios ambientales como elemento natural fundamental del desarrollo nacional así como lineamientos y criterios únicos y obligatorios para todo el Estado que garanticen que en los procesos de planeación y desarrollo económico y social, los servicios ambientales se valoren, conserven y utilicen sustentablemente; (ii) los servicios ambientales carecen de una política pública y un régimen jurídico apropiado que logre su tutela efectiva como un elemento fundamental para el desarrollo nacional; (iii) no existe un marco jurídico que dé certidumbre jurídica sobre los derechos y obligaciones resultado de la conservación y aprovechamiento de servicios ecosistémicos; (iv) no existen esquemas de gestión y gobernanza apropiados que garanticen su conservación; (v) los instrumentos, mecanismos y procedimientos previstos en la política ambiental son ineficientes e ineficaces para conservar los servicios ambientales y promover su aprovechamiento y uso sustentable, toda vez que los mismos protegen de manera explícita los recursos naturales, lo que genera

Cuadro 5. Legislación en materia de servicios ambientales o ecosistémicos

Ley	Artículo
Ley de Planeación (LP)	Artículo 16 fracción I; 17 fracciones I y II; Artículo 21
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA)	Artículo 3 fracción XXXVI.
Ley del Aguas Nacionales (LAN)	Artículo 3 fracción XLIX.
Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS)	Artículos 2 fracción III; 3 fracción XXXIX; 4 fracción II; 7 fracciones XVIII, XXVII, XXIX, XXXIX; 12 fracción IX
Ley de Desarrollo Rural Sustentable (LDRS)	Artículo 3 fracción XXX.
Ley General de Cambio Climático (LGCC)	Artículo 26 fracción XI Artículo 28 fracción XIII

incertidumbre jurídica al momento de requerir proteger servicios ambientales específicos.

A continuación se hace una síntesis de las necesidades de desarrollo de la legislación ambiental en materia de servicios ambientales en México encontradas en cada uno de estos aspectos que dan origen a ineficiencias en la legislación ambiental: necesidad de un marco jurídico que tutele y dé certidumbre jurídica sobre los derechos y obligaciones asociados a la conservación y aprovechamiento de los servicios ambientales.

Como se sabe, los servicios ambientales conforme a las definiciones establecidas en la legislación constituyen “beneficios tangibles e intangibles, generados por los ecosistemas, necesarios para la supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto” (Artículo 3, fracción XXXVI, LGEEPA) y como tales pueden considerarse como un elemento fundamental que hace posible que se puedan garantizar varios derechos humanos asociados a estos (p. ej.: derecho humano al agua; derecho humano a un medio ambiente adecuado para el desarrollo y bienestar de las personas; derecho a la seguridad alimentaria) así como la satisfacción de variados intereses (sociales, económicos, culturales), por tal motivo, una de las cuestiones no resueltas que tienen que ver con la tutela de los servicios ambientales es decidir cuál será el modelo mediante el cual se “puede condicionar la acción económica, ubicándola dentro de los márgenes de viabilidad que permitan la regeneración de la naturaleza y sus elementos” (Díaz, 2001).

Como parte de este modelo, se identifican algunos aspectos fundamentales que requieren desarrollarse en la legislación: establecimiento de límites a la potestad del Estado para exigir la limitación de ciertos atributos de la propiedad privada o pública ante casos en que puedan verse afectados estos servicios (Díaz, 2001), incluso tratándose de actividades prioritarias previstas en el propio artículo 27 de la CPEUM. Hoy por hoy, en la legislación se establece la posibilidad de decretar declaratorias de utilidad pública y se reconoce el derecho del Estado, con fundamento en el artículo 27 de la CPEUM, de imponer a la propiedad medidas para regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los elementos naturales susceptibles de apropiación, así como medidas para preservar el equilibrio ecológico (que suponen la conservación de servicios ambientales). Tal situación ha permitido la implementación de diversos instrumentos de normas oficiales mexicanas, resoluciones en materia de impacto ambiental.

No obstante lo anterior, subsisten vacíos en la legislación en cuanto al establecimiento de supuestos en qué casos es prioritario establecer los instrumentos o medidas previstas en estos artículos. Adicionalmente, otro problema relacionado con los derechos y obligaciones asociados a los servicios ambientales es la falta de desarrollo de instrumentos legales que garanticen el respeto a las salvaguardas reconocidas por el derecho nacional e internacional, las cuáles en el lenguaje de las instituciones financieras como el Banco Mundial comprenden medidas para anticipar, minimizar, mitigar o tratar de otro modo los impactos adversos asociados a una actividad dada. Si bien se han hecho esfuerzos por reconocer estas salvaguardas, las reformas han quedado en principios declarativos que carecen de eficacia legal. Un ejemplo de lo anterior, lo encontramos en la reforma al artículo 134 Bis de la Ley General de Desarrollo Forestal publicada en el Diario Oficial el 4 de junio de 2012 que reconoce que “los instrumentos legales y de política ambiental para regular y fomentar la conservación y mejora de los servicios ambientales, deben garantizar el respeto a las salvaguardas reconocidas por el derecho internacional” y establece además ocho salvaguardas, sin que a la fecha se haya desarrollado un marco legal apropiado que garantice que dichas salvaguardas sean respetadas (Rey, 2014).

Necesidad de Esquemas de Política, Gestión y Gobernanza Apropiados

Al igual que sucede en otros países de la región latinoamericana, “una de las razones más profundas de las insuficiencias de la gestión ambiental en la región tiene que ver con la manera como se concibió. En efecto, muchas veces su cometido se ha diseñado de una manera limitada, que no tiene en consideración las complejidades de los ecosistemas y las interrelaciones de sus componentes, así como las vinculaciones que existen entre el medio ambiente y el desarrollo” (Brañes, 2004).

Las deficiencias en el diseño institucional actual de las dependencias y organismos encargados de la aplicación de los mandatos contenidos en la legislación ambiental en materia de servicios ecosistémicos radican, básicamente, en los siguientes cuatro aspectos: (i) se acotan las atribuciones y objetivos de la administración pública ambiental de forma sectorial; (ii) se establecen esquemas de concurrencia y mecanismos

de coordinación intra e interinstitucionales opcionales, lo que propicia en realidad su operación fragmentada, (iii) se prevén espacios de participación social en los organismos encargados de aplicar la ley que en la práctica tienen poca capacidad y oportunidad de incidencia en la formulación, desarrollo y evaluación de los programas y actividades, ante la falta de acceso a información relevante, sustantiva, accesible y oportuna sobre el desempeño en la gestión ambiental (Azuela, 2007), la protección de derechos reconocidos en disposiciones jurídicas de orden público e interés social; (iv) finalmente, otra ineficiencia es la falta de mecanismos y procedimientos apropiados para implementar una política basada en resultados y que promueva un sistema de gobernanza eficaz y haga factible el logro de metas significativas asociadas a la conservación de bienes y servicios ambientales.

Un esfuerzo por generar un sistema integrado de gestión es el que se planteó por la Ley General de Cambio Climático; sin embargo, a la fecha no se ha logrado una aplicación efectiva de esta ley debido a que se ha caído en inercias de gestión que impiden que den las sinergias positivas que se esperaba como resultado de su diseño (CEIBA, 2012): ineficiencia e ineficacia de los instrumentos de planeación y regulatorios para conservar los servicios ambientales y promover su aprovechamiento y uso sustentable.

México ha optado por desarrollar un esquema mixto de regulación de los bienes y servicios ambientales en el que estos servicios son susceptibles de protección, tanto por la vía de acción de la planeación y de instrumentos de comando y control, como a través de instrumentos voluntarios que apuestan a “relajar los controles públicos que se ejercen sobre bienes ambientales atribuyéndoles un cierto valor en el mercado” (Díaz, 2001), opciones que son evidentes tanto en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y en otras leyes ambientales que aspiran a conservar los recursos naturales (Cuadro 3).

Inicialmente los servicios ambientales fueron protegidos a través de (i) instrumentos de planeación como los programas de ordenamiento ecológico del territorio y los programas de manejo de las áreas protegidas, incluidas las áreas destinadas voluntariamente a la conservación; (ii) instrumentos regulatorios como la evaluación de impacto ambiental; autorizaciones y concesiones previstas para el aprovechamiento de recursos naturales; declaratorias de veda, áreas naturales protegidas o restauración

y, de normas oficiales mexicanas; e instrumentos económicos como el programa nacional de pagos por servicios ambientales.

El primer problema que se desprende de las leyes analizadas es que existe una legislación heterogénea en cuanto a: (i) la concepción de los servicios ambientales; (ii) los principios y criterios de política que se establecen para cada materia (agua, forestal, desarrollo rural) y el enfoque en el tratamiento de los servicios ambientales y su relación con el mercado, la competitividad y el desarrollo integral y sustentable y, (iii) el tipo de limitaciones o modalidades que se impone a la propiedad privada través de los instrumentos de política ambiental actual, no son claros en cuanto al tipo de medidas que pueden resultar apropiadas desde el punto de vista ecosistémico para la conservación de servicios ambientales, por tanto, los alcances y límites de las obligaciones impuestas a los sujetos obligados a través de instrumentos de planeación y regulatorios se fijan de manera discrecional por parte de la autoridad ambiental, situación que resulta delicada cuando se dan casos en que se dictan medidas que equivalen incluso a la sustracción total o parcial de ciertos bienes o servicios con valor ambiental de los circuitos de producción y consumo (Díaz, 2001); (iv) los instrumentos económicos, así como los incentivos y acciones de fomento previstas en la legislación ambiental, generalmente no están vinculados a instrumentos de carácter territorial (como los ordenamientos ecológicos del territorio, áreas naturales protegidas y las áreas destinadas voluntariamente a la conservación), lo que resta eficiencia y eficacia a ambos instrumentos. En segundo lugar se observa que, en la mayoría de los casos, los instrumentos de política que pretenden conservar los servicios ambientales no están diseñados con un enfoque orientado a resultados. Un ejemplo de lo anterior se encuentra en la regulación de los ordenamientos ecológicos del territorio (OET). Existen insuficiencias en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y su reglamento en materia de OET que hace que los mismos no sean eficientes: (i) a diferencia del régimen de áreas naturales protegidas que señalan los supuestos en que estas se pueden establecer, en el caso de los OET no queda claro los supuestos en los cuáles los ejecutivos en los ámbitos federal, estatal y municipal debieran, mediante uso de sus atribuciones concurrentes establecidas en los artículos 5 fracción IX, 7 fracción IX y 8 fracción VIII, expedir un OET como condición “sine qua non”

para garantizar que el desarrollo industrial, rural, urbano o turístico sea integral y sustentable, conforme al artículo 25 y 27 constitucionales y, (ii) no existen disposiciones vinculantes para establecer instrumentos de fomento económico que incentiven el cumplimiento de los OET; (iv) finalmente, destaca que no existe aún una metodología del todo desarrollada que incorpore medidas apropiadas para la conservación efectiva de bienes y servicios ambientales prioritarios, ni indicadores ambientales para la evaluación del cumplimiento y de la efectividad del proceso de ordenamiento ecológico, por lo cual el subsistema de información sobre el ordenamiento ecológico aun no es confiable.

En conclusión, se puede decir que hoy en día el derecho ambiental tiene frente a sí el reto de su desarrollo para llegar a consolidar “una gestión ambiental moderna” (Brañes, 2004) vinculada a la agenda de desarrollo nacional. Para ello debe encontrar respuestas adecuadas a los cambios que son necesarios, asegurando niveles de aplicación satisfactorios, en función de indicadores ambientales que sean relevantes para el país.

PROPUESTAS

Si se parte de la aplicación del enfoque de gestión basada en resultados (Cuadro 1) y teniendo como objetivo fundamental del Estado Mexicano el imperativo de ejercer la “rectoría del desarrollo nacional para garantizar que este sea integral y sustentable”, así como del supuesto que la conservación de los bienes y servicios ambientales (BySA) constituye un elemento fundamental para un desarrollo sustentable de México, se identifican las siguientes propuestas para el diseño de un nuevo modelo normativo en el que los servicios ambientales sean efectivamente tutelados:

Consideración de los Servicios Ambientales en la Legislación

I. Es necesario generar una política pública de estado que reconozca el valor de los BySA al más alto nivel, como garantía constitucional. La tutela de los BySA comprendería: (i) El reconocimiento de un nuevo concepto de patrimonio sobre los BySA, sobre el cual se reconozca, “primero, un derecho básico de apropiación que puede ser público o privado, después un derecho difuso, en

el que se concreta el interés general orientado a la conservación del bien” (Díaz, 2001). Además, a este tipo de patrimonio sobre los BySA en el que se generarían dos tipos de intereses “alternativos y al mismo tiempo simultáneos” (Díaz, 2001) también se tendrían que generar “instrumentos procesales necesarios para que su discurso sea operativo” (Díaz, 20001); (ii) considerar los Bienes y Servicios Ambientales Estratégicos (BySAE) como “Recursos productivos” (artículo 25 CPEUM); regulación de los BySA como bienes jurídicos susceptibles de apropiación, en beneficio social, con objeto de que a través de esta categoría jurídica se puedan generar esquemas de conservación y distribución equitativa de la riqueza pública (artículo 27 CPEUM). Asimismo, debe quedar claro el reconocimiento de dos intereses jurídicos alternativos y simultáneos respecto de la propiedad de BySA, por un lado un “derecho básico de apropiación que puede ser público o privado; después, un derecho difuso, en el que se concreta el interés general orientado a la conservación del bien” (Díaz, 2001); (iii) considerar la “Conservación y Aprovechamiento de BySAE” como una Actividad Estratégica y Prioritaria (Artículo 28 CPEUM). Cabe señalar que en ese sentido las actividades relacionadas con los BySAE y los órganos desconcentrados y descentralizados (CONAGUA, CONAFOR y CONANP) responsables de su administración tendrían el mismo peso político que otras “actividades estratégicas” como la minera o explotación de hidrocarburos. En el caso de que estas comisiones presten servicios de conservación de BySAE a determinada actividad se podrá concesionar este servicio con beneficio para quien contribuya con su esfuerzo a mantener o incrementar el SA. De igual forma, se podrán otorgar subsidios a actividades prioritarias, cuando sean generales, de carácter temporal y no afecten sustancialmente las finanzas de la Nación. El Estado vigilará su aplicación y evaluará los resultados de ésta.

El crear estas dos categorías jurídicas aspira a resolver dos aspectos de la administración de BySA: (i) permite manejarlos con efectos diferenciados; (ii) permite focalizar recursos públicos a áreas con competitividad ambiental para incrementar el capital natural.

II. Deben homologarse en las diferentes leyes los conceptos y sistemas de gestión que se han

- establecido para la administración de recursos naturales y servicios ambientales (forestal, recursos minerales, suelo, biodiversidad, agua), de tal forma que se logre su administración efectiva conforme a conceptos y criterios generales (clasificación de servicios en estratégicos, reservados a la federación y sujetos a regulación especial OET).
- III. Modelo de “Servicio nacional para la conservación de bienes y servicios ambientales para el DISC” (SNBySA) responsable de: (i) establecimiento de un modelo de gestión general de los bienes y servicios ambientales en el país, que sea capaz de condicionar la acción económica, pública y privada, ubicándola dentro de los márgenes de viabilidad técnica, económica y ambiental; (ii) desarrollo de escenarios de competitividad ambiental, que consideren los límites de cambio aceptables por recurso y servicio, indicadores de desempeño de los instrumentos de política ambiental.
- IV. Es necesario desarrollar un sistema de gestión ambiental territorial que integre el conjunto de instrumentos territoriales (Ordenamientos Ecológicos del Territorio, Áreas Naturales Protegidas, Zonificación Forestal) como una estrategia territorial de conservación de BySA, en la que se contemplen arreglos institucionales que faciliten la concurrencia y coordinación de manera transversal-multisectorial y anidada federal, regional y localmente, para la gestión e inversión pública y en el que dé seguimiento, monitoreo y evaluación a los resultados e impacto de estos instrumentos, con lo cual se favorecería de paso el desarrollo de mercados de bienes y servicios ambientales (de carbono, hidrológicos, etc., al haber certeza jurídica sobre el mantenimiento de dichos servicios en determinado territorio).
- V. Implementar la aplicación de enfoques anidados de planeación a escala federal, estatal, municipal y local orientados a lograr sinergias en la gestión DISC que tengan una expresión territorial.
- VI. Sistema de Planeación DISC que comprenda (i) Sistema de información DISC; (ii) Sistema de participación multisectorial (4 subsistemas: Económico, Social-cultural y Ambiental) para la construcción de escenarios DISC; (iii) Sistema de indicadores estratégicos DISC que sean de observancia obligatoria para toda la APF y (iv) Sistema de monitoreo y evaluación de programas DISC.
- VII. En el marco de la LPyC, establecer el desarrollo de escenarios de competitividad territorial, que consideren los escenarios de competitividad ambiental SNBySA. Se requiere de la participación multisectorial en la construcción de escenarios DISC. Se debe promover la concurrencia y concertación de acciones entre los sectores público, social y privado, partiendo del supuesto de la existencia y desarrollo de escenarios dinámicos construidos a partir de las vocaciones y los mejores usos potenciales y del destino del suelo y la existencia de instrumentos de política pública (OET, ANP, programas de fomento) que den certidumbre a las acciones concertadas. Se debe favorecer la concertación multiusuario a través de espacios, mecanismos y procedimientos de participación de los usuarios en la ejecución y evaluación de las acciones y programas que se desarrollen a través del Sistema de Planeación y Gestión DISC.
- VIII. Es necesario fortalecer instrumentos de política ambiental generales que tengan por objeto la conservación y aprovechamiento sustentable y estratégico de bienes y servicios ambientales (OET, ANP, NOMS, EIAA).
- IX. Incorporar en los instrumentos territoriales indicadores estratégicos que permitan medir y evaluar la efectividad de las acciones de manejo sustentable del suelo y otros recursos naturales y la eficiencia y eficacia de las estrategias y acciones implementadas por la autoridad.
- X. A efecto de favorecer los mercados de servicios ambientales (captura de carbono, hidrológicos, entre otros) es fundamental se incluya en la ley los sistemas de monitoreo, control, seguimiento y evaluación de: a) bienes y servicios ambientales estratégicos la eficacia y eficiencia de las políticas públicas, programas, proyectos y demás medios para la conforme a indicadores de eficiencia, eficacia, efectividad e impacto.
- XI. Es necesario fortalecer instrumentos especiales para la conservación de servicios específicos. Por ejemplo, si consideramos la conservación de servicios de carbono en suelos, habría que:
- Desarrollar una Estrategia de Manejo Sustentable de Tierras (MST).
 - Desarrollar un Programa Especial de MST que sea intersectorial, multi-objetivo y multiescala, que permita generar sinergias en cuanto a

la gestión, inversiones, monitoreo y evaluación.

- Establecer un nuevo régimen para el Cambio de Todos los Usos del Suelo Prioritarios que permita llevar una bitácora, monitoreo y evaluación del impacto del cambio de uso de suelo en zonas prioritarias.

Escenarios de Políticas Públicas Futuras en México y sus Implicaciones

En el supuesto que llegara a desarrollarse y aplicarse de manera efectiva una legislación para el DIS basada en los supuestos antes señalados, es plausible afirmar que las políticas públicas basadas en resultados podrían generar cambios radicales en cuatro aspectos:

1. La modificación positiva o negativa, de manera permanente, de las condiciones iniciales en el entorno que justificaron su expedición, es decir, que se pueden lograr objetivos de DIS que sean evaluados en su impacto conforme a indicadores de desempeño.
2. Se pueden llegar a modificar las conductas, actitudes y desempeño de diversos sectores que inciden sobre el medio ambiente y el territorio sobre la base de una efectiva conservación de los elementos naturales y los servicios ambientales que generan los ecosistemas. Esto será posible, sí y solo sí, se generan incentivos alineados a la planeación territorial DIS y la generación de escenarios DIS basados en la vocación y usos del suelo.
3. El desarrollo y aplicación efectiva del derecho a través de instrumentos eficaces de política para un DIS, cuya aplicación genere resultados deseados y, por último;
4. Se pueden generar mayores beneficios derivados del uso y aprovechamiento de los recursos naturales y servicios ambientales como resultado de la aplicación de la nueva legislación DIS y sus instrumentos. En particular, derivado del desarrollo de una legislación DIS es factible esperar la conservación de servicios ecosistémicos y en consecuencia el desarrollo de mercados de servicios ambientales que cuente con elementos de certidumbre jurídica en cuanto a la propiedad, uso, transmisión de dominio sobre los bienes y servicios ambientales (carbono, biodiversidad, hídricos, etc.).

CONCLUSIONES

- Se requiere desarrollar un Régimen Jurídico especial orientado a promover la conservación de los servicios ecosistémicos, a partir de un nuevo modelo legislativo enfocado en promover un Desarrollo Integral y Sustentable (Objetivo General).
- Si se parte de la base de que los bienes y servicios ambientales constituyen “estructuras y procesos naturales necesarios para el mantenimiento de la calidad ambiental y la realización de las actividades humanas” se requiere tutelar constitucionalmente un nuevo tipo de patrimonio sobre los Bienes y Servicios Ambientales.
- Se identifican los siguientes aspectos necesarios para fomentar el incremento de carbono en suelos: (i) fortalecer la institucionalidad acerca del tema de suelos, (ii) incentivar multisectorialmente los programas de conservación de suelos in situ, que incorporen carbono a través del fomento de mejores prácticas de manejo de agro ecosistemas adaptados a las diversas condiciones territoriales; (iii) Establecer sistemas de monitoreo y evaluación de carbono en suelos.

LITERATURA CITADA

- Azuela, A. 2007. El cofre vacío. Los indicadores de cumplimiento ambiental en México 1996-2006. Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente (CEIBA), México, D. F.
- The World Bank. 2015. The logframe handbook. A logical framework approach to Project cycle management. The World Bank. Washington, DC, USA.
- Brañes, B. R. 2001. Informe sobre el desarrollo del derecho ambiental latinoamericano. Su aplicación después de diez años de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). México, D. F.
- Brañes, R. 2004. La fundación del derecho ambiental en América Latina. México, D. F. 198 p. Disponible en: <http://www.pnuma.org/gobernanza/cd/Biblioteca/Derecho%20ambiental/19%20La%20fundaci%F3n%20de%20derecho%20ambiental%20en%20Am%20E9rica%20Latina.pdf>.
- Carbonell, M. 2004. Los derechos fundamentales en México. Instituto de Investigaciones Jurídicas de la UNAM. México, D. F.
- CeIBA (Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente). 2012. Fortalecer el desarrollo sustentable: Una prioridad nacional. México, D. F.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2000. Estrategia Nacional sobre biodiversidad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.

- Díaz, M. 2001. El aprovechamiento de recursos naturales. Hacia un nuevo discurso patrimonial. Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente, A.C. México, D. F.
- Echeverry, R., A. Rodríguez y S. Sepúlveda. 2003. Competitividad Territorial. Elementos para la Discusión. IICA. <http://www.territorioscentroamericanos.org/experiencias/Documentos%20sobre%20desarrollo%20territorial/Competitividad%20Territorial%20%20Sinopsis.pdf> (Consulta: septiembre 7, 2015).
- GobiernodelaRepública. 2014. Programa especial de cambio climático 2014-2018, México. <http://www.coneval.gob.mx/Evaluacion/BFI/Paginas/BibliografiasobrelaMetodologiadeMarcoLogico.aspx>. (Consulta: septiembre 4, 2015).
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 1992. Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro, Brasil. <http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/riodeclaration.htm> (Consulta: septiembre 7, 2015).
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2006. Evaluación de objetivos del milenio. <http://www.unep.org/maweb/es/Global.aspx> (Consulta: septiembre 4, 2015).
- Rey, D. 2014. Marco conceptual para el diseño de un sistema nacional de salvaguardas. Alianza México REDD. México, D. F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2011. Estrategia Nacional de Manejo Sustentable de Tierras. México. Disponible en: <https://proteccionforestal.files.wordpress.com/2011/12/estrategia-nacional-de-manejo-sustentable-de-tierras.pdf>. (Consulta: septiembre 7, 2015).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. Programa sectorial de medio ambiente y recursos naturales. Diario Oficial 12/12/2013. (Consulta: septiembre 7, 2015).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013a. Estrategia nacional de cambio climático. Diario Oficial 3/06/2013. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5301093&fecha=03/06/2013 (Consulta: septiembre 4, 2015).
- SEMARNAT-CONAFOR (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal). 2001. Programa estratégico forestal para México 2025. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%
c3%a9gico%20Forestal%202025.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%c3%a9gico%20Forestal%202025.pdf) (Consulta: septiembre 4, 2015).

Revisores de este número
Reviewers of this number

Andrade Torres, José Luis	Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. Mérida, Yucatán, México.
Báez Pérez, Aurelio	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Celaya, Gto., México.
Briones Villarreal, Óscar L.	Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
Campo Alves, H. Julio E.	Instituto de Ecología, UNAM. México, D. F.
Campos Cascaredo, Adolfo	Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
Carmona Lara, María del Carmen	Instituto de Investigaciones Jurídicas, UNAM. Cd. Universitaria, México, D. F.
Casiano D., Marcos	Programa Mexicano del Carbono, A.C. Texcoco, Edo. de México.
Cotler Ávalos, Helena	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México, D. F.
De León González, Fernando	Depto. de Producción Animal. UAM-Xochimilco. México, D. F.
Etchevers Barra, Jorge D.	Colegio de Postgraduados campus Montecillo. Montecillo, Estado de México.
Flores Verdugo, Francisco Javier	Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Cd. Universitaria, México, D. F.
Galicia Sarmiento, Leopoldo	Instituto de Geografía, UNAM. Cd. Universitaria, México, D. F.
Gallardo Lancho, Juan F.	Inst. de Rec. Nat. y Agrobiología de Salamanca. Salamanca, España.
Gutiérrez Villalpando, Verónica	Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural, Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
Guzmán Gómez, Elena Ruth	Facultad de Derecho, UNAM. Cd. Universitaria, México, D. F.
Jiménez Ferrer, Guillermo	El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
Manzano Camarillo, Mario G. F.	Centro de Calidad Ambiental, Tec. de Monterrey, Campus Monterrey. Monterrey, N.L., México.
Mendoza Vega, Jorge	El Colegio de la Frontera Sur. Depto. de Agric., Soc. y Amb. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
Nazar Beutelspacher, Austreberta	El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
Paz Pellat, Fernando	Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México.
Perroni Ventura, Yareni	Universidad Veracruzana. Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada. Xalapa, Ver., México.
Ravikumar, Ashwin	Center for International Forestry Research. Sindanbarang, Indonesia
Rodríguez, Julio	Universidad de Sonora, México. Hermosillo, Sonora, México.
Rosas Vargas, Rocío	Universidad de Guanajuato. León, Guanajuato, México.
Skutsch, Margaret	Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM, Campus Morelia. Morelia, Mich., México
Yépez González, Enrico A.	ITSON, Depto. de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente. Cd. Obregón, Sonora, México.