



Elementos para Políticas Públicas

Volumen 3 • Número 3 • septiembre-diciembre de 2019

Ciclo del Carbono y sus Interacciones



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



Elementos para **Políticas Públicas**

Volumen 3 • Número 3 • Septiembre - Diciembre de 2019

Ciclo del Carbono
y sus Interacciones



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**

ELEMENTOS PARA POLÍTICAS PÚBLICAS. Volumen 3, No. 3, septiembre - diciembre de 2019. Es una publicación cuatrimestral editada por el Programa Mexicano del Carbono, A.C. (PMC), Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México. Tel. +52 (595) 951•2182, www.pmc carbono.org, coordinacion_general@pmc carbono.org. Editor responsable: Alma S. Velázquez Rodríguez. RESERVAS DE DERECHOS AL USO EXCLUSIVO No. 04-2015-120910081700-203, ISSN 2448-5578. Ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número: Alma S. Velázquez Rodríguez, Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México, fecha de última modificación, diciembre de 2019.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura de los editores de la publicación.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Programa Mexicano del Carbono, A.C.



Elementos para **Políticas Públicas**

Comité Editorial

Dra. Alma Velázquez Rodríguez

EDITORA EN JEFE

Dr. Fernando Paz Pellat

CO-EDITOR

Ing. Marlén Rojo Martínez

Pas. de Biol. Mónica E. Muñoz Albiter

EDITOR DE ESTILO

C.G. Oscar Velázquez Rodríguez

EDITOR DE MAQUETACIÓN

Coordinación Editorial

Alma Velázquez

COORDINADOR DEL PROCESO DE ARBITRAJE

Oscar Velázquez

COORDINADOR DE DISEÑO

Antoine Libert

CORRECCIÓN DE TEXTOS EN INGLÉS

Cristopher Escalera

WEB MASTER Y SOPORTE TÉCNICO

Consejo Editorial

Dr. Ben de Jong

El Colegio de la Frontera Sur, México.

Dr. Felipe García Oliva

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dra. Georgina C. Sandoval Fabián

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño
del Estado de Jalisco, A.C., México.

Dr. Guillermo Jiménez Ferrer

El Colegio de la Frontera Sur, México.

Dr. J. Martín Hernández Ayón

Universidad Autónoma de Baja California, México.

Dr. Jaime Garatuza Payán

Instituto Tecnológico de Sonora, México.

Dr. Jorge D. Etchevers Barra

Colegio de Postgraduados, México.

Dr. Jorge Herrera Silveira

Instituto Politécnico Nacional, México.

Dra. Leticia Merino Pérez

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dra. Mariela Fuentes Ponce

Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Consejo Editorial

Dr. Mario G. Manzano Camarillo

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México.

Dr. Omar R. Masera Cerutti

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dr. Oscar L. Briones Villarreal

Instituto de Ecología, A.C., México.

Dr. Ramón Sosa Ávalos

Universidad de Colima, México.

Dr. Tulio Arredondo Moreno

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., México.

Dr. Christian Prat

Institut de Recherche pour le Développement, Francia.

Dr. Juan F. Gallardo Lancho

Consejo Superior de Investigación Científica, España.

Dr. Rodrigo Vargas

University of Delaware, U.S.A.

Dr. Werner Kurz

Canadian Forest Service, Canadá.

Índice de Autores

Fernando Paz

GRENASER, Colegio de Postgraduados.
Montecillo, Estado de México, México.

Marcos Casiano

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Ben de Jong

El Colegio de la Frontera Sur,
Campeche, Campeche, México.

Sara Covaleda

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Ma. Isabel Marín

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México

Fernando Ibarra

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Marisol Reyes

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Índice de Autores

Fermín Pascual

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Edgardo Medrano

Programa Mexicano del Carbono.
Texcoco, Estado de México.

Claudia Hidalgo

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

Vinisa Saynes

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

Jorge Etchevers

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

Antonio Turrent

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias,
Texcoco, Estado de México, México.

Editorial

El presente número de **Elementos para Políticas Públicas** está constituido por tres contribuciones relacionadas con los desarrollos del Programa Mexicano del Carbono (PMC) en el estado de Chiapas. En el primero de ellos, sobre modelos de estados y transiciones (MET), se describen los realizados para diferentes regiones de Chiapas y sus parametrizaciones, como propuesta metodológica para analizar escenarios de cambios de uso del suelo y vegetación, asociados a políticas públicas y acciones de intervención. En el segundo, se presenta una prueba de concepto instrumentada de *abajo hacia arriba*, del estado del carbono en los ecosistemas terrestres, para integrar acciones locales, a nivel de predios, con las unificaciones a niveles superiores (subcuencas, municipios y estado), lo que permite un análisis coherente entre escalas. La tercera contribución, muestra un análisis reciente relacionado con la conservación de la sombra arbórea de los cafetales, en donde sobresale que las políticas promovidas por el gobierno, con relación al problema de la roya, conducen a mayores costos que los que implica mantener los cafetales con su diversidad de estratos.

Los otros dos artículos que constituyen este número, están enfocados en los suelos y algunos de los principales problemas que enfrenta este recurso: la degradación y la fertilización. El primero, constituye una exposición-reflexión, sobre la degradación de los suelos y la necesidad de implementar políticas públicas para revertir la tendencia de crecimiento actual y, el segundo, se enfoca en la necesidad de implementar prácticas de fertilización inteligente en la agricultura, con la finalidad de reducir las emisiones de óxido nitroso y los costos agrícolas, al incrementar la eficiencia de la fertilización. Las emisiones de gases de efecto invernadero y la degradación de los suelos por malas prácticas agrícolas, plantean la urgente necesidad de promover acciones que reviertan estos procesos antes de que se presenten pérdidas irreversibles.

Las contribuciones de este número responden a la estrategia del PMC de desarrollar modelos que permitan generar escenarios de evaluación de impacto y, al mismo tiempo, constituyan una base para la toma de decisiones con fundamento científico, de modo que se evite la implementación local de acciones con consecuencias contraproducentes.

Contenido

Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono de las principales regiones de Chiapas, México <i>Sara Covaleta, Fernando Paz y Ben de Jong</i>	183
Implementación multi-escala del mecanismo REDD+: una prueba de concepto en Chiapas, México <i>Fernando Paz, Ben de Jong, Ma. Isabel Marín, Fernando Ibarra, Marisol Reyes, Fermín Pascual y Edgardo Medrano</i>	227
Costos de oportunidad de los Sistemas de Producción de Café Orgánico en la Sierra Madre de Chiapas, México <i>Marcos Casiano y Fernando Paz</i>	257
Degradación de suelos y necesidad de políticas públicas <i>Jorge Etchevers, Claudia Hidalgo y Fernando Paz</i>	267
Agricultura Sustentable: el Papel de la Fertilización Inteligente con Nitrógeno y Fósforo en México <i>Vinisa Saynes, Antonio Turrent y Jorge Etchevers</i>	275

MODELOS DE ESTADOS Y TRANSICIONES PARA LOS ALMACENES DE CARBONO DE LAS PRINCIPALES REGIONES DE CHIAPAS, MÉXICO

MODELS OF STATES AND TRANSITIONS FOR THE CARBON STOCKS OF THE MAIN REGIONS OF CHIAPAS, MEXICO

Sara Covaleda-Ocón ^{1‡}, Fernando Paz-Pellat ², Ben de Jong ³

¹ Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México

² GRENASER, *Campus* Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México

³ Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México

‡Autor para correspondencia: scovaleda@gmail.com

RESUMEN

De acuerdo con los compromisos internacionales, y políticas públicas asociadas alineadas al desarrollo rural sustentable bajo en emisiones, de México, es necesario el desarrollo de herramientas para la planeación e intervención en el manejo de los territorios. Los modelos de estados y transiciones (MET) cumplen la función de ser de tipo cuantitativo y de caracterizar los usos del suelo en sitios o regiones de la geografía nacional. En este trabajo se detalla la construcción de MET y se ejemplifica su aplicación. Para el caso del estado de Chiapas, se presentan nueve MET regionales, con los factores que inciden en los cambios de los usos del suelo; además de información de los cinco almacenes de carbono necesarios para modelar dinámicas: biomasa aérea, biomasa subterránea, mantillo, material leñoso muerto y suelo.

Palabras Clave: REDD+; regionalización; dinámica del carbón; políticas públicas; ordenamiento territorial

ABSTRACT

In accordance with international commitments and associated public policies aligned with low-emission sustainable rural development in Mexico, it is necessary to develop tools for planning and intervention in the management of territories. The state and transition models (MET) fulfill the function of being quantitative and characterizing land uses in sites or regions of the national geography. In this work the construction of MET is detailed and their application is exemplified. In the case of the state of Chiapas, nine regional MET are presented, with the factors that influence changes in land use; in addition to information on the five carbon stores necessary to model dynamics: aboveground biomass, underground biomass, mulch, dead woody material and soil.

Index words: REDD+; regionalization; carbon dynamics; public policies; land use planning

INTRODUCCIÓN

México es signatario de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático o CMNUCC (UNFCCC, 2014), del Protocolo de Kioto (UNFCCC, 2015a) y el Acuerdo de París (UNFCCC, 2015b), donde ha adquirido compromisos internacionales para la reducción de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI), planteados como el desarrollo de políticas públicas en una visión de desarrollo rural sostenible bajo en carbono (SEMARNAT, 2012), en función del manejo integrado de estos territorios, particularmente en el esquema de reducción de emisiones de gases efecto invernadero por deforestación y degradación evitada o REDD (UNFCCC, 2016). Posteriormente, REDD se convirtió en REDD+ al aceptarse la inclusión de tres nuevas actividades dentro del marco de REDD: (c) conservación de las reservas de carbono de los bosques; (d) manejo sustentable de los bosques; (e) aumento de las reservas de carbono de los bosques. Esta propuesta de pago por la reducción de emisiones de GEI causadas por la degradación forestal y deforestación está actualmente en entre los primeros planos de las negociaciones internacionales en relación al protocolo post-Kioto 2012 (*i.e.* COP 16: México 2010) y ha causado grandes expectativas en los países donde la degradación forestal y deforestación son importantes y difíciles de detener, como es el caso de México.

En las Contribuciones Determinadas a nivel Nacional (NDC, por sus siglas en inglés) de México (Gobierno de la República, 2015) ante el Acuerdo de París de la CMNUCC el país planteó la meta de tasa cero de deforestación neta para el 2030, definiendo un marco general para la implementación de políticas públicas para el sector forestal. En 2006 el sector ASOUS (Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo) constituyó la segunda fuente más importante de emisiones de GEI a la atmósfera ya que contribuyeron con casi el 19% (131.6 MtCO₂e) de las emisiones totales del país (de Jong *et al.*, 2009). Por tanto, la reducción de emisiones en el sector ASOUS desempeña una función determinante para las metas a corto y largo plazo y se espera que el sector forestal continúe participando de manera importante en las acciones futuras.

La consideración de solo “bosques” en la estrategia de mitigación y adaptación al cambio climático resulta en una perspectiva reduccionista. Por ello, México se ha propuesto aprovechar los planteamientos de REDD+ para estructurar una política de estado congruente para todo el sector ASOUS, con un sistema

de monitoreo, reporte y verificación (MRV) unificado, que sea armónica con los objetivos del país, ya que la coyuntura constituye una oportunidad única para el desarrollo sustentable. Este planteamiento implica la necesidad de desarrollar herramientas que ligen MRV-escenarios de referencia de REDD+-políticas públicas. En este sentido los modelos de estados y transiciones (MET) constituyen una opción a explorar. Los MET se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interactúan para producir un equilibrio sostenido que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001).

Los MET aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. La ventaja de los MET es que se pueden aplicar en forma operacional para el manejo de los bosques y evaluar el impacto de estrategias de perturbación (manejo o natural), como sumidero (captura) o fuente (liberación) de carbono (C). Los MET definen de forma clara trayectorias reversibles o irreversibles de manejo, de tal forma que las consideraciones de captura de carbono en el ecosistema forestal, bajo una estrategia de manejo dada, pueden ser analizadas y evaluados sus costos (Covaleda *et al.*, 2007). Si el sistema suelo-vegetación sobrepasa un umbral de degradación irreversible, la recuperación del estado inicial (bosque sin perturbar) es prácticamente imposible en términos operacionales. Por ello, si el sistema está en la condición de máxima degradación, los intentos por restaurar las funciones del ecosistema (*i.e.* captura de C) serán poco útiles en términos de los costos asociados. No obstante, si un sistema está en

un estado transicional, entonces es viable que pueda restaurarse.

Por tanto, los MET son capaces de incorporar actividades y prácticas de manejo que entrarían en los mecanismos de REDD+, proponer prácticas de manejo que eviten la degradación de los ecosistemas forestales y mantengan o incrementen los almacenes de carbono en otras actividades productivas (agricultura, ganadería, etc.). Además, estos modelos pueden proporcionar retroalimentación adecuada y oportuna a los diseñadores de políticas sobre la efectividad de las estrategias REDD+ para controlar los factores que promueven la deforestación y degradación de los bosques.

El objetivo de este trabajo es desarrollar MET regionales para el estado de Chiapas, considerando los cinco almacenes de carbono (biomasa aérea, biomasa subterránea, materia muerta, mantillo y suelo) definidos por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2006). La selección del estado de Chiapas para este fin obedece a que se trata de un estado piloto del Programa Mexicano del Carbono (PMC) para probar diferentes metodologías para la elaboración de escenarios de referencia a nivel detallado (local) y estrategias de MRV.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estado de Chiapas (Figura 1) se ubica en el sureste de México, entre las coordenadas: 17°59' - 14°32' N; 90°22' - 94°14' O. Colinda al norte con el estado de Tabasco, al este con Guatemala; al sur con Guatemala y el Océano Pacífico y al oeste con el Océano Pacífico y los estados de Oaxaca y Veracruz. El estado representa el 3.8% de la superficie del país, abarcando un área de 7 289 600 ha, de acuerdo al marco geoestadístico municipal de INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) del año 2005 versión 1 (quedando excluidas las áreas en conflicto o áreas pendientes por asignar, como las denomina INEGI). Junto con Oaxaca representa una de las regiones de mayor diversidad biológica del país. Su posición geográfica, su variada topografía y diversidad de grupos climáticos son algunas de las razones que explican este hecho.

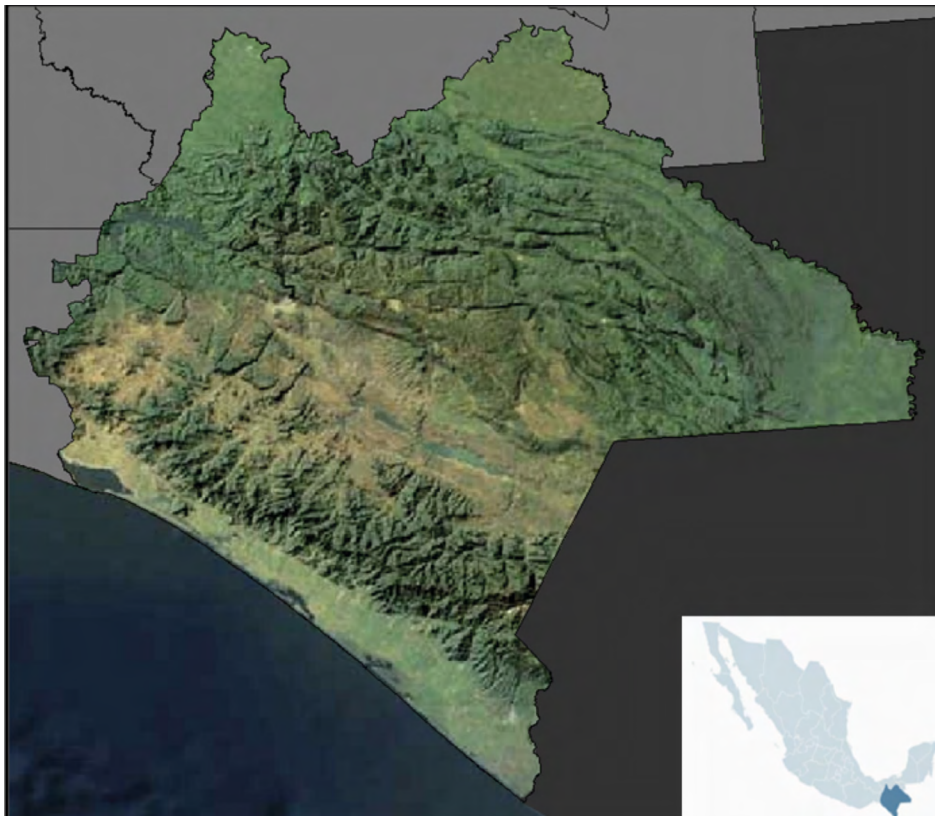


Figura 1. Localización del estado de Chiapas en la República Mexicana.

Revisión de literatura

En primer lugar, se llevó a cabo una búsqueda y revisión de literatura sobre los usos del suelo, dinámica de cambio de uso del suelo y almacenes de carbono en ecosistemas naturales y manejados del estado de Chiapas. Se utilizaron dos trabajos cuyo ámbito era el estado de Chiapas: de Jong *et al.* (2010) y Paz *et al.* (2010), el primero en relación al 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 y el segundo en relación a la estimación del carbono orgánico edáfico en los suelos de Chiapas.

Los trabajos consultados, llevados a cabo en distintas zonas de Chiapas, se citan a continuación: Aguilar (2007), Aguilar-Cruz (2008), Aguirre (2006), Alvarado (2000), Alvarado (2007), Bolom Ton (2000), Caamal (2008), Castillo *et al.* (2009), Celedon-Muñiz (2006), CONANP (2001), Cortina (2007), De la Piedra (1997), de Jong (2000), de Jong *et al.* (2000), Delgadillo y Quechulpa (2007), Duarte (2010), Esquivel (2005), Flamenco *et al.* (2007), Galindo (2002), González (2008), Hernández (2010), INE-SEMARNAP (1998), INE-SEMARNAP (1999), INE-SEMARNAP (1999b), INE-SEMARNAP (2000), Jiménez *et al.* (2010), Kötzt (2003), López (2001), Marinidou (2009), Mendoza *et al.* (2003), Monroy-Sosa (2009), Morales (2010), Ochoa (2000), Orihuela (2010), Peeters *et al.* (2003), Ramos (2006), Rendón (2007 y 2009), Reynoso (2005), Rico (2008), Rojas (2009), Romero (2006), Roncal *et al.* (2008), Salgado *et al.* (2007), Soto *et al.* (2010), Taylor (2010).

Se consultaron trabajos realizados en otras regiones, como los de Covalada (2008) y Ordóñez *et al.* (2008), en Michoacán, para obtener información sobre algunos almacenes de carbono asociados a los bosques de pino-encino y usos del suelo de la meseta purépecha, donde las condiciones no son muy diferentes a las de Los Altos de Chiapas. Se incluye, también, información de otros países, con el fin de obtener información sobre cacaotales, plantaciones de palma africana y plantaciones forestales tropicales (Concha *et al.*, 2007; Gottingen, 2005; Redondo y Montagnini, 2006).

Diferenciación de regiones para la construcción de los MET

Tras una revisión de la información disponible en cuanto a la regionalización de los procesos de cambio de

uso del suelo en Chiapas se analizaron dos divisiones, una basada en condiciones ambientales y dinámicas ecológicas (mapa de ecorregiones nivel 1; INEGI-CONABIO-INE, 2008) y la otra en características geográficas (regiones fisiográficas), adicionalmente se tuvieron en cuenta otro tipo de consideraciones, como administrativo-económicas (regiones económicas) y culturales.

Como punto de partida, se tomó la división de Chiapas en ecorregiones de nivel 1 (INEGI-CONABIO-INE, 2008). En el estado es posible encontrar tres de las siete ecorregiones en las que se divide México: Selvas cálido-húmedas, Selvas cálido-secas y Sierras templadas. Esta primera división permite distinguir tres unidades geográficas, cada una caracterizada por unos ecosistemas, con procesos ecológicos propios y tipos climáticos diferentes. Las posibilidades de uso de la tierra, tipos de cultivo y rendimientos agrarios, por tanto, también varían. El segundo paso fue identificar subregiones, dentro de cada una de las tres ecorregiones, que fueran diferenciables en cuanto a la dinámica de uso del suelo:

Ecorregión Selvas cálido-húmedas

En esta ecorregión, de acuerdo a consideraciones culturales, es posible distinguir entre la región de la Selva Maya, habitada por diferentes grupos indígenas mayas (choles, tzeltales, kanjobales, además de los lacandones) y la región de la Selva Zoque. En la zona costera, la región fisiográfica de la Llanura Costera del Golfo presenta características propias, ya que, en ella, la mayor parte de la vegetación selvática original ha sido eliminada y el uso del suelo actual se reparte entre la ganadería extensiva (región económica Istmo-Costa) y los cultivos agrícolas intensivos de la región del Soconusco (región económica Soconusco). Por otra parte, la franja de terreno colindante con la costa está cubierta por una densa vegetación de manglar que hace de esta estrecha zona un lugar de características únicas en todo el estado. Con base en lo anterior, las regiones consideradas dentro de las selvas cálido-húmedas, fueron: Selva, Selva Zoque, Llanura Costera, Soconusco y Franja Costera.

Ecorregión Selvas cálido-secas.

Esta ecorregión coincide con la región fisiográfica de la Depresión central de Chiapas y las características culturales y económicas se considera que son lo suficientemente similares como para no diferenciar subregiones en este caso.

Ecorregión Sierras templadas

Esta ecorregión incluye tres regiones fisiográficas de Chiapas: Región Montañas del Norte, Región Altiplanicie central (Los Altos) y Región Sierra Madre de Chiapas. Cada una de ellas presenta características propias bien diferenciadas, por lo que fueron consideradas separadamente.

En la Figura 2 se muestra la división regional propuesta para la elaboración de MET en el estado de Chiapas, esta regionalización constituye una primera aproximación que podrá ser ajustada en el futuro (agrupando regiones o haciendo nuevas subdivisiones) en función de la nueva información que se genere con los inventarios forestales estatales y trabajos científicos.

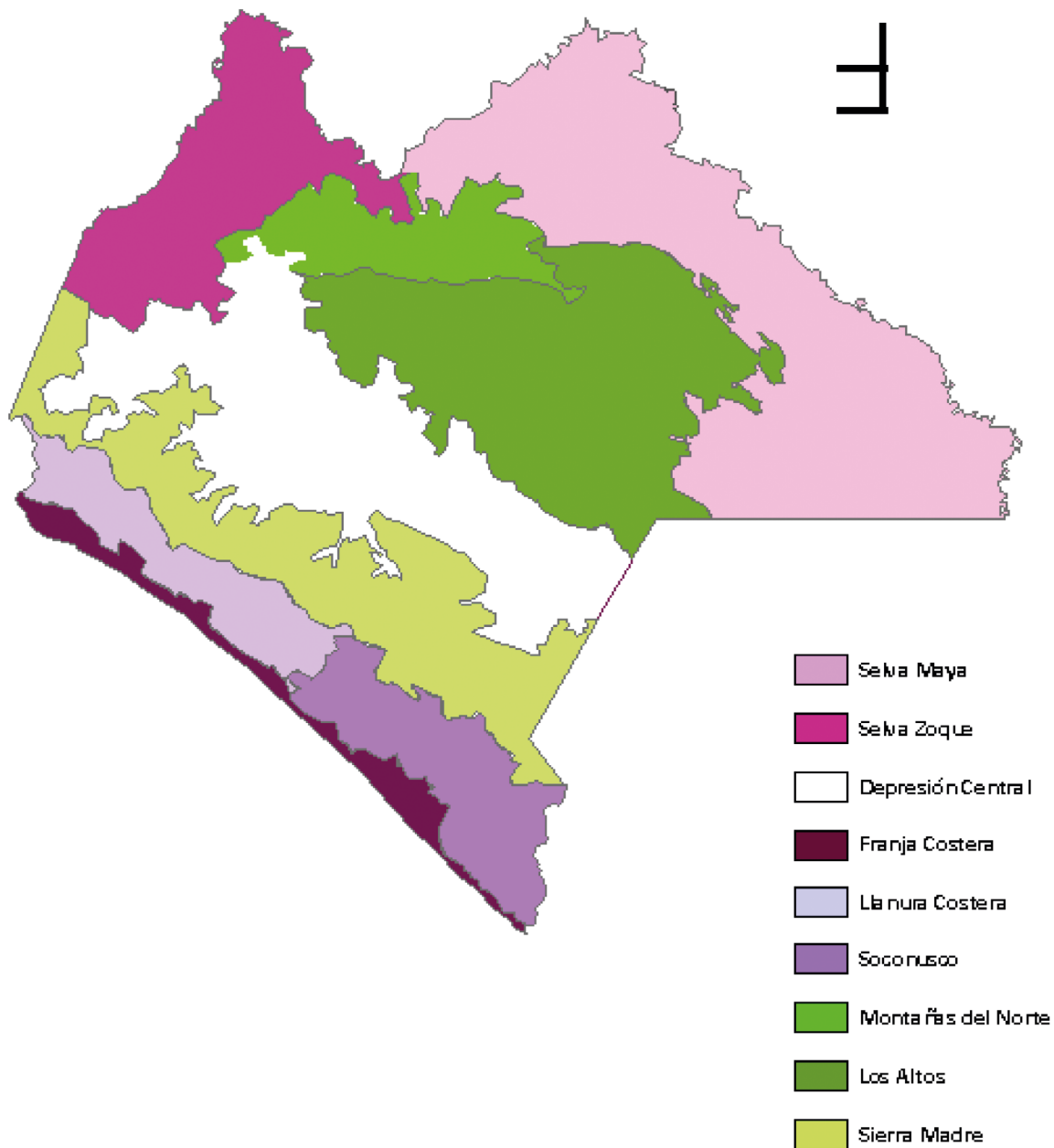
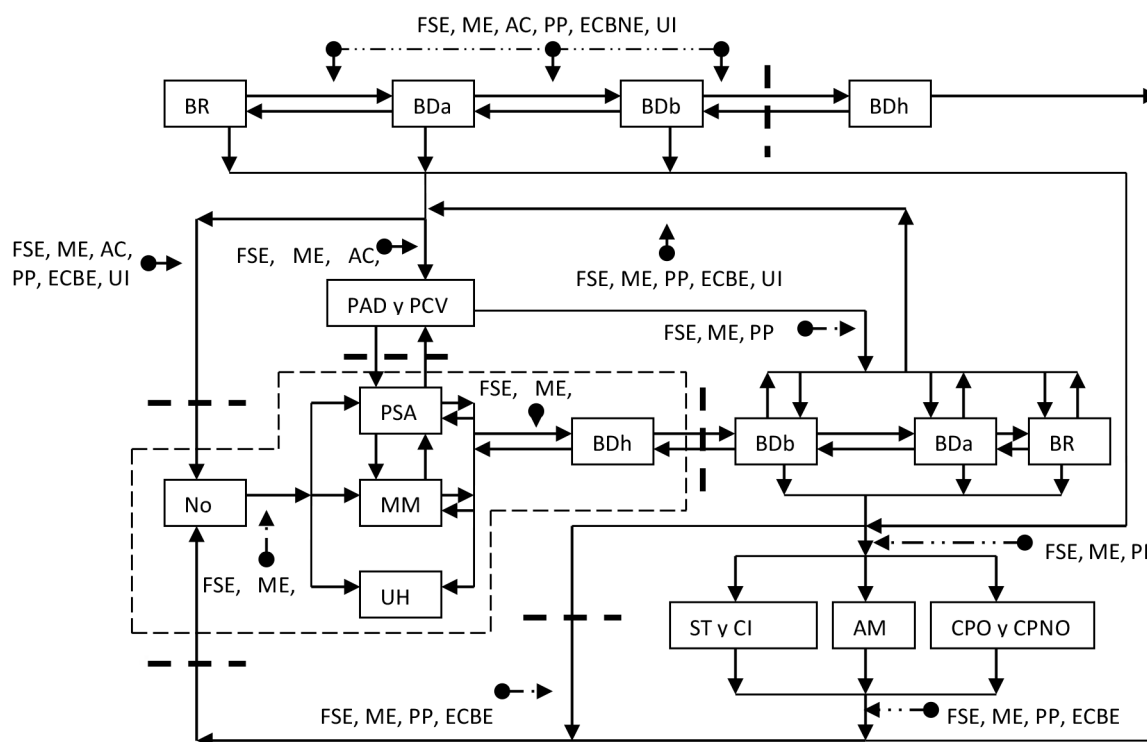


Figura 2. Regiones consideradas para la construcción de los MET en el estado de Chiapas.

Construcción de los modelos

En cada una de las regiones diferenciadas se identificaron los elementos del modelo: estados (tipos de vegetación/ usos del suelo), transiciones (cambios de uso del suelo/procesos de degradación) y umbrales. Posteriormente se elaboró la representación esquemática de cada MET.

En la Figura 3 se muestra un ejemplo de MET que parte de un bosque de referencia sin perturbar, el cual, en función de diferentes factores puede sufrir transiciones (representados por flechas) hacia estados de bosque más degradados o hacia otros usos del suelo (cuando se sobrepasa un umbral, los cuales vienen indicados por líneas punteadas).



ESTADOS: BR: Bosque en condición sin degradación o de referencia; BDa: Bosque degradado en relación a BR con dominancia arbórea; BDb: Bosque degradado en relación a BR con dominancia arbustiva; BDh: Bosque degradado en relación a BR con dominancia herbácea; CPNO: Cafetal con sombra de policultivo - no orgánico (tradicional); CI: Cafetal con sombra de Inga sp.; ST: Sistema Taungya; AM: Acahual mejorado; CPO: Cafetal con sombra de policultivo – orgánico; AT: Acahual tradicional; PAD: Pastizal con árboles dispersos; PCV: Pastizal con árboles como cercos vivos; MM: Milpa de maíz; PSA: Pastizal sin árboles; UHP: Usos humanos permanentes.

FACTORES: AC: factores de acceso (camino, predios agrícolas, pendiente del terreno, etc.); FSE: factores socioeconómicos (pobreza, marginalidad, densidad poblacional, usos y costumbres, etc.); ECBNE: eventos extremos climáticos/biológicos no extremos; ECBE: eventos climáticos/biológicos extremos (huracanes, incendios, etc.); PP: políticas públicas; ME: mercados; UI: Uso ilegal.

Figura 3. Ejemplo de Modelo de Estados y Transiciones para un bosque genérico en Chiapas (Paz, 2009).

Identificación de los factores asociados a las transiciones

Los factores se refieren a los procesos que inciden en las transiciones entre estados (usos del suelo) y son dependientes del uso actual del suelo y su transición. En términos generales se pueden clasificar los factores en locales y difusos. Los factores locales, a su vez, se pueden subdividir en físicos, ambientales y

socioeconómicos (Paz, 2009). Los factores físicos están relacionados con el acceso y se refieren a la cercanía a caminos, predios agrícolas, pendiente del terreno, etc. que facilitan o dificultan que los agentes de cambio ocasionen una transformación del uso actual del suelo. Los factores ambientales, por su parte, hacen referencia a la incidencia de eventos climáticos (huracanes, incendios, sequías o inundaciones) y biológicos (plagas y enfermedades) extremos y no extremos, así como a

las características de los suelos (someros/profundos, fértiles/no fértiles, pedregosos, etc.). En cuanto a los factores socioeconómicos, el nivel de pobreza, marginación, densidad poblacional y ocupación de la población económicamente activa pueden suponer una mayor presión sobre los recursos naturales por la necesidad de tierras de cultivo o pastoreo. Por otra parte, los usos y costumbres de las comunidades rurales juegan un papel importante en cuanto a la conciencia de conservación que tengan.

Los factores difusos incluyen las políticas públicas sobre el sector rural (que se concretan a través de los programas de gobierno), el comportamiento de los mercados, que se manifiestan en la demanda de productos o servicios y el establecimiento de precios, también el uso ilegal, la existencia de organizaciones trabajando en una zona, procesos de certificación, etc. Considerando esta clasificación, y mediante el uso de la información disponible y la consulta a personas

clave, se identificaron los factores que afectan a las transiciones entre estados en los MET elaborados.

Construcción de las matrices asociadas a cambios en los almacenes de carbono

A cada estado identificado en cada modelo se le asignó un valor de carbono (con base en la información disponible) para cada uno de los cinco almacenes considerados (con su incertidumbre asociada). Seguidamente se elaboró una matriz donde se calcularon las pérdidas o ganancias que implica el paso de un estado a otro a consecuencia de las actividades de manejo o fenómenos naturales. En el Cuadro 1 se muestra la matriz de estados y transiciones para los cambios de los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo, considerados conjuntamente, para el MET de la Figura 3.

Cuadro 1. Matriz de estados y transiciones asociados a cambios de los almacenes de C (Mg C ha⁻¹). Fuente: Paz (2009).

Estado Inicial	Estado Final															
	BR	Bda	Bdb	Bdh	ST	AM	AT	CI	CPO	CPNO	MM	PAD	PCV	PSA	UHP	
BR	0	-154	-250	-309	-187	-201	-211	-202	-215	-199	-309	-277	-280	-310	-315	
Bda	154	0	-96	-155	-33	-47	-57	-48	-61	-45	-155	-123	-126	-156	-161	
Bdb	250	96	0	-59	63	49	39	48	35	51	-59	-27	-30	-60	-65	
Bdh	309	155	5	0	122	108	98	107	94	110	0	32	29	-1	-6	
ST	187	33	-63	-122	0	-14	-24	-15	-28	-12	-122	-90	-93	-123	-128	
AM	201	47	-49	-108	14	0	-10	-1	-14	2	-108	-76	-79	-109	-114	
AT	211	57	-39	-98	24	10	0	9	-4	12	-98	-66	-69	-99	-104	
CI	202	48	-48	-107	15	1	-9	0	-13	3	-107	-75	-78	-108	-113	
CPO	215	61	-35	-94	28	14	4	13	0	16	-94	-62	-65	-95	-100	
CPNO	199	45	-51	-110	12	-2	-12	-3	-16	0	-110	-78	-81	-111	-116	
MM	309	155	59	0	122	108	98	107	94	110	0	32	29	-1	-6	
PAD	277	123	27	-32	90	76	66	75	62	78	-32	0	-3	-33	-38	
PCV	280	126	30	-29	93	79	69	78	65	81	-29	3	0	-30	-35	
PSA	310	156	60	1	123	109	99	108	95	111	1	33	30	0	-5	
UHP	315	161	65	6	128	114	104	113	100	116	6	38	35	5	0	

En este trabajo se elaboraron matrices diferenciadas para cada uno de los almacenes de carbono. En el caso del suelo, la profundidad considerada fueron 30 cm. Los datos de carbono empleados proceden de las referencias bibliográficas revisadas y de estimaciones efectuadas. Dada la diversidad de estados identificados en las distintas regiones de Chiapas y la escasez de estudios sobre almacenes de carbono, no fue posible encontrar datos para los cinco almacenes en todos los casos. La biomasa aérea fue el almacén de carbono del que se encontraron más datos, seguido del suelo, los datos de carbono del mantillo fueron mucho más escasos y todavía más los de materia orgánica muerta (material leñoso sobre la superficie). Por ello fue necesario realizar estimaciones de los datos faltantes, los cuales fueron estimados analizando la relación del carbono de la biomasa aérea con datos pareados de otros almacenes (obtenidos en el mismo estudio). El carbono asociado a la biomasa subterránea no fue estimado de esta manera, en este caso se utilizaron las ecuaciones propuestas por Cairns *et al.* (1997). La incertidumbre asociada a las estimaciones de carbono en los cinco almacenes se analizó relacionando los datos promedio de carbono en cada almacén con la desviación estándar.

Las matrices de estados y transiciones asociadas a los almacenes de carbono muestran todas las opciones de cambio entre estados; sin embargo, no todas las transiciones son posibles en la realidad; por ejemplo, un terreno agrícola, tras ser abandonado, no puede convertirse directamente en un bosque conservado, primero se transformará en un acahual herbáceo, luego arbustivo y posteriormente arbóreo que, si no sufre perturbaciones, por sucesión vegetal llegará a convertirse en un bosque de referencia. Por esta razón se identificaron las transiciones prohibidas entre estados y se consideraron únicamente los cambios en los almacenes de carbono asociados a las transiciones que son posibles entre estados.

Tal como se presenta la matriz del Cuadro 1, los valores de cambio en los almacenes de carbono no están asociados a un tiempo de transición concreto; es decir, no conocemos en cuanto tiempo se va a producir la pérdida o ganancia de carbono. Para poder conocer las tasas de cambio anuales en los almacenes de carbono se asignaron tiempos de paso entre estados. La información disponible para llevar a cabo esta tarea es extremadamente escasa, únicamente se encuentran referencias locales o indirectas, por lo que fue necesario recurrir a la consulta de expertos con el fin de tener una primera aproximación. Únicamente los almacenes de

carbono de la biomasa aérea y el carbono orgánico edáfico fueron considerados en este proceso.

Finalmente, mediante una operación entre la matriz de estados y transiciones asociada a cambios de carbono de cada almacén y la matriz de tiempos de paso, se obtuvo la matriz de tasas de cambio anuales.

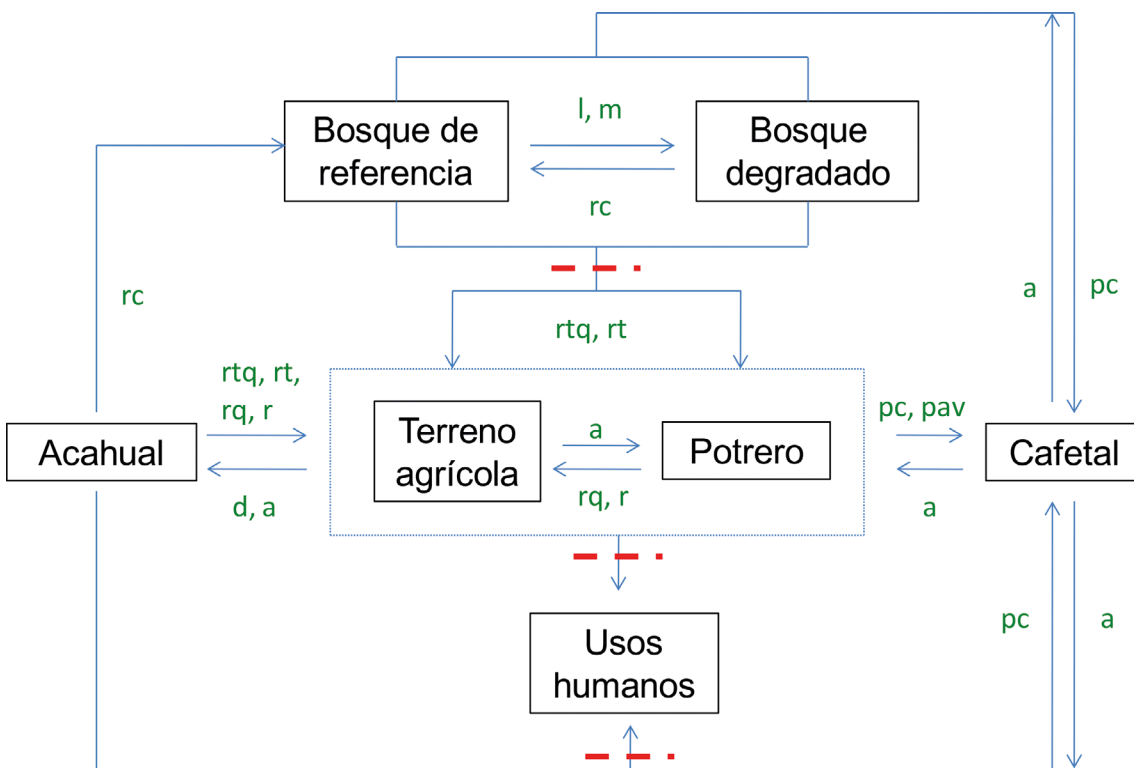
Caso ejemplo

Para clarificar la metodología empleada y la utilidad de los MET, a continuación, se presenta un ejemplo con un MET (Figura 4) que constituye una simplificación de los elaborados para las regiones de Chiapas, que se presentan más adelante.

El MET de la Figura 4 parte de un bosque de referencia o bosque sin perturbar que, a consecuencia de varios procesos de transición (expresados por las flechas, que indican la dirección del cambio y las letras verdes), puede transformarse en otros estados:

- Tras un proceso continuado de extracción de madera y leña el bosque conservado puede convertirse en un bosque degradado.
- La plantación de café y el manejo de la sombra del bosque lo convierten en un cafetal.
- En ocasiones, el bosque completo es talado (con o sin quema) para convertirlo en terrenos agrícolas o potreros. Esta transición supone el cruce de un umbral (línea roja discontinua), que indica un cambio drástico del ecosistema original, el cual, para recuperarse va a necesitar de un largo periodo de tiempo o de acciones de restauración.
- Estos usos del suelo, generados a partir del bosque de referencia, pueden a su vez, ser objeto de nuevas transiciones:
- El bosque degradado puede recuperarse si cesan los disturbios o ser convertido a cafetal, terreno agrícola o potrero, al igual que el bosque conservado.
- El terreno agrícola puede transformarse en potrero si se abandona el cultivo y, al revés, el potrero puede ser usado como terreno agrícola si se decide rozar la zona (con o sin quema) y cultivar.

- El abandono del uso agrícola o ganadero, regeneraría la cobertura vegetal mediante la aparición de acahual (herbáceo, arbustivo y arbóreo), que, en ausencia de disturbio llegarían a convertirse en bosques maduros, o podrían entrar en el ciclo de la agricultura de roza-tumba-quema, constituyendo estados transitorios para la regeneración de la fertilidad edáfica.
 - Los terrenos sin cobertura arbórea (terreno de cultivo y potrero), también podrían convertirse en cafetales, tras la plantación de árboles de sombra y plantas de café.
 - El acahual también podría transformarse en cafetal manejando la sombra y plantando café.
 - Por último, también es posible que distintos usos del suelo acaben siendo utilizados como lugar de asentamientos humanos, lo cual también supone el cruce de un umbral.
- En cada uno de los estados se diferenciaron cinco almacenes de carbono (biomasa aérea, biomasa subterránea, materia orgánica muerta, mantillo y suelo), como ya se comentó previamente. 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 ($Mg\ C\ ha^{-1}$).
- Para simplificar el ejemplo, resulta conveniente centrarse únicamente en el reservorio de biomasa aérea. En el Cuadro 2 se presentan los valores de carbono en biomasa aérea para cada uno de los estados del modelo.



Transiciones (letras verdes): *l*: extracción de leña; *m*: extracción de madera; *rc*: recuperación; *rtq*: roza-tumba-quema; *rt*: roza-tumba; *rq*: roza-quema; *r*: roza; *a*: abandono; *d*: descanso; *pc*: plantación de café; *pav*: plantación de árboles de valor.

Figura 4. MET simplificado para Chiapas.

Cuadro 2. Carbono en la biomasa aérea.

Estado	Carbono (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar
BR	137.2	51.0
Bd	87.34	33.1
A	51.7	12.5
AT	4.7	3.3
P	3.22	2.8
C	37.9	15.3
UH	0.0	0.0

BR: Bosque de referencia; Bd: Bosque degradado; A: Acahual; AT: Agricultura temporal; P: Potrero; C: Cafetal; UH: Usos humanos.


Seguidamente, utilizando una matriz, se calcularon los cambios en el almacén de biomasa aérea que se producirían a consecuencia de la transición de un estado a otro (Cuadro 3). Puesto que no todas las transiciones entre estados son posibles, se señalan sombreadas en rojo las transiciones prohibidas. Se observa, 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. Para los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo, por su importancia se calculan, además, las tasas de cambio anuales entre almacenes. Para ello, primero se determinaron los tiempos de paso de un estado a otro (en años) y

después, operando las matrices de los cuadros 3 y 4 se obtiene la tasa de cambio anual.

Continuando con el ejemplo, los tiempos de paso para la biomasa aérea se presentan en el Cuadro 4 y el Cuadro 5 permite saber cuál va a ser la pérdida o ganancia de carbono media anual durante la transición de un estado a otro. El Cuadro 4 indica, por ejemplo, que un potrero tras ser abandonado, tardará 10 años en convertirse en un acahual.



Por último, de acuerdo con el Cuadro 5, en el caso de un bosque degradado que se transforma en cafetal se produciría una pérdida de 9.9 Mg C ha⁻¹ anuales, durante 5 años.

Cuadro 3. 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.





Estado inicial	Estado final						
	BR	Bd	A	AT	P	C	UH
BR	0.0	-49.9		-132.5	-134.0	-99.3	-137.2
Bd	49.9	0.0		-82.6	-84.1	-49.4	-87.3
A	85.5		0.0	-47.0	-48.5	-13.8	-51.7
AT			47.0	0.0	-1.5	33.2	-4.7
P			48.5	1.5	0.0	34.7	-3.2
C	99.3	49.4	13.8	-33.2	-34.7	0.0	-37.9
UH			51.7	4.7	3.2		0.0

Cuadro 4. Matriz de tiempos de paso para la biomasa aérea entre los estados del MET de la Figura 4.

Estado inicial	Estado final						
	BR	Bd	A	AT	P	C	UH
BR	0.0	5.0		1.0	1.0	5.0	1.0
Bd	10.0	0.0		1.0	1.0	5.0	1.0
A	20.0		0.0	1.0	1.0	5.0	1.0
AT			10.0	0.0	1.0	10.0	1.0
P			10.0	1.0	0.0	10.0	1.0
C	20.0	10.0	5.0	1.0	1.0	0.0	1.0
UH			10.0	1.0	1.0		0.0

Cuadro 5. Matriz de cambios anuales para la biomasa aérea entre los estados del MET de la Figura 4.

Estado inicial	Estado final						
	BR	Bd	A	AT	P	C	UH
BR	0.0	-10.0		-132.5	-134.0	-19.9	-137.2
Bd	5.0	0.0		-82.6	-84.1	-9.9	-87.3
A	4.3		0.0	-47.0	-48.5	-2.8	-51.7
AT			4.7	0.0	-1.5	3.3	-4.7
P			4.8	1.5	0.0	3.5	-3.2
C	5.0	4.9	2.8	-33.2	-34.7	0.0	-37.9
UH			5.2	4.7	3.2		0.0

De esta manera, con los modelos de estados y transiciones, se pueden hacer estimaciones de los cambios en los almacenes de carbono a consecuencia de cambios de uso del suelo. Esta herramienta permite, por tanto, una planificación territorial tendente a evitar la degradación y favorecer la obtención de beneficios asociados a la conservación y el manejo sustentable, como la emisión de bonos de carbono.

Factores que inciden en las transiciones

Físicos (acceso)

Castillo *et al.* (2007) analizaron el papel de los factores físicos de acceso sobre la deforestación

en un área de 2.7 millones de hectáreas en Chiapas, incluyendo la selva Lacandona y los Altos. Estos autores encontraron que la accesibilidad a un bosque expresada como su distancia a caminos o predios agrícolas estaba relacionada linealmente con la deforestación, siendo ésta mayor con la proximidad a predios agrícolas o caminos. Por otra parte, estos mismos autores no encontraron una relación muy clara entre la pendiente y la deforestación, lo cual atribuyen a que la combinación de pobreza con alta densidad poblacional crea condiciones en las cuales la necesidad de tierras de cultivo empuja a la gente a cultivar en zonas de mayores pendientes, menos propicias para fines agrícolas.

En el modelo de deforestación para el estado de Chiapas elaborado por Castillo *et al.* (2010) se encontró también que los porcentajes de deforestación tienden a disminuir en las áreas más alejadas de los caminos (más allá de 3.5 km los niveles de deforestación se mantienen al mínimo). La distancia a poblados mostró cierto efecto hasta los 2 km y la distancia a zonas previamente transformadas fue clara hasta los 2 km. En relación a la pendiente del terreno se encontró una relación lineal con la deforestación únicamente hasta los 15 grados.

En la zona de Los Altos, Cortina (2007) observó que a mayor altitud hay un menor incentivo para cultivar las tierras puesto que los rendimientos son menores. También, a menor distancia de los núcleos agrarios a núcleos urbanos (como la ciudad de San Cristóbal de las Casas) hay mayor incentivo para buscar trabajo asalariado en la ciudad, ya que el costo y el tiempo de transporte disminuyen. Asimismo, Bolom Ton (2000) señala en su estudio sobre comunidades de bosque mesófilo en las montañas del Norte que el impacto del disturbio humano disminuye conforme la topografía se hace más abrupta e inaccesible y se incrementa la altitud.

De acuerdo con lo anterior, los factores físicos que pueden incidir en las transiciones entre estados en Chiapas son: (a) Apertura de caminos o canales (en el caso de la zona de manglares); (b) Cercanía a núcleos de población; (c) Pendiente del terreno; (d) Altitud (este factor afectaría principalmente a la región de Los Altos, la Sierra Madre y Montañas del Norte)

Ambientales

Los fenómenos meteorológicos extremos, como los huracanes, han afectado en los últimos años al estado de Chiapas, ocasionando deslaves en áreas montañosas, sobre todo de la Sierra Madre, y provocando inundaciones y derribos de árboles. Por su parte, los incendios forestales son una amenaza constante para los bosques; la quema anual de terrenos en la temporada de sequía es muy común, el problema es que no se toman las precauciones necesarias y las quemadas suelen convertirse en incendios descontrolados, que arrasan con la vegetación adyacente. Además, fenómenos climáticos como sequías o retrasos prolongados en la llegada de las lluvias, como ocurrió en el año 1998, han dejado amplias áreas devastadas.

El tipo de clima también tiene influencia sobre el uso del suelo, ya que se relaciona con la productividad agrícola. Según Castillo *et al.* (2010), en el periodo

1993-2002 fue en el clima cálido-subhúmedo donde se produjo la mayor pérdida de cobertura arbórea, mientras que la zona templado-húmeda sólo registró un 5% de pérdida.

La fertilidad de los suelos es otra de las variables que inciden sobre el uso que se le da a un terreno y sus futuros cambios. En varias regiones del estado (sobre todo áreas montañosas y zonas tropicales de suelos someros) los suelos son poco aptos para la agricultura, por lo que, una vez eliminada la cubierta vegetal pierden rápidamente su fertilidad al ser cultivados, por ello, la práctica de la agricultura de roza-tumba-quema (que deja descansar el terreno para que recupere su fertilidad) está tan extendida en el estado. En zonas donde predominan suelos de baja fertilidad la ganadería y actividades forestales suelen ser más redituables. En la zona de los Altos, por ejemplo, donde los suelos son poco aptos para la agricultura (González-Espinosa *et al.*, 2007), los bosques son recursos muy importantes para las poblaciones locales, como fuente de leña, materiales de construcción y otros productos. La venta de madera es también una fuente de ingresos (Cortina, 2006) en las comunidades que cuentan con un plan de manejo forestal. En las Montañas del Norte, el sobrepastoreo de potreros y áreas agrícolas, localizadas en laderas de elevada pendiente ha producido paisajes en los cuales se observa un marcado afloramiento rocoso y elevada erosión (López, 2001).

El ataque de plagas y enfermedades tanto a masas boscosas como a cultivos agrícolas afecta directamente a los beneficios que pueden obtenerse del bosque o en la venta de productos agrícolas. En este sentido Jiménez *et al.* (2010) señalan que la desatención de los cafetales ha tenido como consecuencia un incremento en la presencia de plagas como la broca del café (*Hypothenemus hampei*) en la región Norte. En el área de agricultura intensiva del Soconusco también se registran plagas asociadas a las plantaciones de frutales monoespecíficas y áreas cultivadas de gran extensión.

Los principales factores ambientales que pueden incidir en las transiciones entre estados son: (a) Huracanes, tormentas tropicales; (b) Incendios forestales (relacionado con periodos de sequía); (c) Tipo de clima; (d) Tipo de suelo (fertilidad, profundidad); (e) Plagas y enfermedades forestales y agrícolas.

Socioeconómicos

La densidad de población y la pobreza son dos factores que han sido extensamente relacionados con la deforestación de las áreas rurales en diferentes partes

del mundo. En Chiapas, Cortina (2007) en su análisis regional sobre las áreas deforestadas en Los Altos de Chiapas, encontró una relación entre un mayor índice de marginación y una menor superficie de bosques y López (2001) detectó en la región Montañas del Norte una estrecha relación entre el estrato de productores de muy bajos recursos y el pastoreo del bosque, a consecuencia de la falta de recursos de éstos para comprar tierras de pasto.

En cuanto a la densidad poblacional, Castillo *et al.* (2010) encontraron para Chiapas una relación débil entre esta variable para el año 1990 y las tasas de deforestación del periodo 1993-2002. Estos autores explican que este hecho se debe al tipo de actividad productiva que compite con los bosques; es decir, la ganadería extensiva, que requiere de grandes superficies en áreas poco pobladas para producir un reducido número de cabezas de ganado, por lo que se dan tasas altas de deforestación aún en zonas con baja densidad poblacional. Cortina (2007), tampoco encontró relación entre la densidad poblacional y la deforestación, ni a escala municipal ni a escala de ejidos y comunidades en Los Altos de Chiapas, en cambio, sí encontró una relación entre la proporción de la población que trabaja en los sectores secundario y terciario (trabajo asalariado) de la economía con el porcentaje de superficie con bosque; es decir, a mayor porcentaje de la población económicamente activa ocupada en la agricultura mayor fue el porcentaje de la superficie deforestada por ejidos. El mismo autor señala que en ocasiones el aumento en la densidad poblacional sí está relacionada con una mayor deforestación, esto ocurre cuando las normas de acceso a la tierra de los ejidos permiten que aumente el número de usuarios de la tierra; por ejemplo, si se permite el acceso a la tierra de todos los hijos de ejidatarios, la población ejidal aumenta y se produce una expansión de la superficie agrícola. Además, el porcentaje de tierras de uso común (normalmente ocupadas por bosques) y las normas internas de acceso y uso de los recursos naturales (sanciones por corta de árboles, normas de acceso del ganado al bosque -sobre todo en la región Norte, donde es común la práctica de la ganadería de montaña) tienen gran influencia sobre el nivel de conservación de éstos.

Los fenómenos migratorios en el medio rural chiapaneco son parte de su historia. Además de la migración a Estados Unidos y a grandes ciudades, como la Ciudad de México y Cancún, muy habituales en tiempos recientes, también se han dado migraciones de población rural entre regiones de Chiapas, en busca de

mejores tierras, de trabajo asalariado en la construcción de grandes infraestructuras (presas, caminos, etc.) o por políticas de gobierno encaminadas a poblar áreas con baja densidad poblacional o estratégicas para la nación (por ejemplo, la zona de Marqués de Comillas, que hace frontera con Guatemala). Estos movimientos poblacionales han ocasionado que personas procedentes de otros lugares se asienten en medios diferentes a sus lugares de origen, donde sus conocimientos para el aprovechamiento del medio pueden ser inadecuados.

Un proceso actual en el medio rural mexicano, es el regreso de migrantes a las comunidades a consecuencia de la crisis económica internacional; al no encontrar trabajo en Estados Unidos, los migrantes regresan a sus lugares de origen, lo que está ocasionando un aumento de la población que presumiblemente se traducirá en una mayor presión sobre los recursos. En los lugares donde todos los hijos de ejidatarios tienen derecho a tierra, con este incremento poblacional se corre el grave riesgo de una acelerada fragmentación de la propiedad y de que se den procesos de “acaparamiento de tierras” por parte de algunas familias, al poder ir comprando poco a poco terrenos de pequeña superficie vendidos por familias que atraviesan malos momentos (una enfermedad de algún miembro, muerte, etc.), de empezar a producirse estas dinámicas se crearía una mayor desigualdad dentro de las comunidades (Dahringer, 2011, comunicación personal). Finalmente, de acuerdo con Merino (1997), la existencia de condiciones claramente definidas respecto a la propiedad de la tierra es un requisito básico para la estabilidad de las áreas forestales. Un ejemplo de la importancia de este factor es la existencia de terrenos ejidales en las zonas núcleo de las reservas.

Con relación a los factores socioeconómicos se encontraron: (a) Índice de marginación; (b) Porcentaje de población económicamente activa ocupada en agricultura; (c) Porcentaje de población rural con trabajo asalariado; (d) Normas internas de uso de los recursos naturales en los ejidos y comunidades; (e) Normas de acceso a nuevos usuarios de la tierra; (f) Porcentaje de tierra de uso común en ejidos y comunidades; (g) Fenómenos migratorios; (h) Problemas de tenencia de la tierra.

Difusos

La creación de zonas de reserva natural contribuye a la conservación de ecosistemas clave dentro de un estado o nación. En México, además, con la particularidad de que existen asentamientos y ejidos dentro de áreas protegidas, la declaración de las mismas ha restringido

y controlado los procesos de cambio de uso del suelo en comparación con las zonas no protegidas.

Las secretarías federales (SEMARNAT, SAGARPA hoy SADER) y estatales (en Chiapas: Secretaría del Campo, Secretaría de Medio Ambiente -con sus diferentes nombres) con competencia en el medio rural, tradicionalmente han lanzado programas enfocados al desarrollo de las áreas rurales, incentivando la producción agrícola (con programas tipo ProCampo), ganadera (tipo ProGan) o la recuperación de la cubierta forestal (tipo ProÁrbol), el problema es que no existe una coordinación institucional y no se suelen considerar las condiciones particulares de las distintas regiones (tanto naturales como culturales), lo cual ha propiciado cambios de uso del suelo en tierras poco aptas para los fines de estos programas. En ese sentido, Guillén *et al.* (2000), por ejemplo, apuntan que las políticas ganaderas inadecuadas han afectado a los recursos naturales e impedido generar tecnologías adecuadas tanto para rehabilitar y conservar los recursos forestales como para ofrecer alternativas a las grandes áreas de agricultura y ganadería en zonas de bosque tropical.

Con relación a los cultivos perennes también han existido políticas públicas tendentes a extender su producción. El impulso a la producción de café para el mercado internacional desde los años 70, a través del INMECAFE (Instituto Mexicano del Café, hoy desaparecido), favoreció el establecimiento de cafetales en varias regiones de Chiapas e impulsó el uso de las especies de *Inga sp.* para sombra y de los agroquímicos. Posteriormente la crisis internacional de los precios de café (1989) y la interrupción de las ayudas gubernamentales provocó el abandono de cafetales en extensas áreas. En el Soconusco, por ejemplo, Ramos (2006) reporta que la crisis de los precios del café provocó la tumba de cafetales para la producción de maíz y frijol o para ganadería, generándose procesos graves de erosión, al tratarse de una zona de suelos volcánicos. Una de las estrategias para atenuar esta problemática ha sido la producción de café orgánico o con alguna certificación ecológica, ya que los precios en este mercado son más atractivos para los productores; además, al certificar el café se firma un convenio en la cual se establece la no apertura de áreas de bosque para otros usos.

La existencia de asociaciones de productores tiene un efecto importante sobre el mantenimiento en el tiempo de un determinado uso del suelo, normalmente agrícola, pero, en ocasiones, este efecto es también positivo sobre la conservación del bosque. Martínez

(2009), por ejemplo, asocia el incremento de superficie forestal en Jitotol (región Montañas del Norte), con el incremento de la superficie dedicada a café y la creación de Ureafa (asociación de productores de café orgánico). Además, según Rico (2008), el hecho de pertenecer a una organización es un factor clave para conseguir la certificación y a la hora de determinar el precio del café. De igual forma, en la Sierra Madre, la plantación de palma camedor en los bosques para su posterior venta al mercado ornamental favorece la conservación de la cubierta forestal.

A nivel estatal también existen institutos que impulsan la reconversión productiva, en el caso de Chiapas, el IRBIO (Instituto para la reconversión productiva y bioenergéticos) trata de incrementar las áreas de producción de frutales templados y tropicales, cacao y palma de aceite y piñón. En relación a la adopción de nuevos cultivos y tecnologías por los campesinos, Valero (2010) señala que muchas veces esto no es posible debido a la escasa información, carencia de subsidios, redes de asistencia local e, incluso, necesidad de mano de obra. Otros obstáculos, tal como menciona Barkin (1991), son los inadecuados programas privados y públicos de créditos y equivocadas políticas de precios que vuelven inaccesibles los insumos agrícolas y maquinaria. Centrándose en el tema de los biocombustibles, Valero (2010) reporta que tras entrevistar a 118 productores con plantaciones de piñón (*Jatropha curcas*) en el estado de Chiapas, casi el 90% estaba utilizando tierras de uso agrícola con rendimientos de maíz entre 2 a 6 t ha⁻¹, debido a que el maíz comercial estaba siendo sustituido debido a los altos costos de los insumos agrícolas y al bajo precio en el mercado. Aun así, los productores siempre reservan una parte de su terreno para la siembra de maíz de autoconsumo, asegurando con ello la seguridad alimentaria familiar.

Otro factor que tiene relación con el uso del bosque y su conservación son los planes de manejo forestal. Cortina (2007) encontró que, en Los Altos, los núcleos agrarios que tenían bajas o medias superficies deforestadas tenían planes de manejo forestal, ya que, el plan compromete a los ejidatarios y comuneros a no cambiar el uso del suelo en las áreas bajo manejo; además, les permite vender la madera legalmente, lo cual genera ingresos económicos y empleos en la extracción forestal. El problema de los planes de manejo, según Duarte (2010), son los complicados y costosos trámites para obtener una autorización de aprovechamiento forestal por parte de la SEMARNAT. Esto desalienta

a los dueños de los bosques que buscan otras vías de aprovechamiento como el cambio de uso del suelo y la tala ilegal. Por otra parte, también han existido programas de apoyo a la forestería comunitaria como el Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF) y algunos subsidios.

Los pagos por servicios ambientales se implantaron en México con los objetivos de evitar la deforestación y la escasez de agua. Éstos conllevaban algunas obligaciones, entre las que se encuentran limitar el pastoreo, formar brigadas que se dediquen a actividades de vigilancia y la realización de al menos un taller de capacitación (CONAFOR, 2008). Además, existían actuaciones opcionales como la construcción de barreras naturales contra la erosión y restricciones, entre las que se encuentran el cambio de uso del suelo de forestal a cualquier otro y el derribo de arbolado.

Las OSC (organizaciones de la sociedad civil) están jugando un papel importante en el desarrollo rural sustentable, aunque su influencia es local o regional. Su labor se ha enfocado en proponer e implementar estrategias económicas viables para la gente del campo, buscando conservar los recursos naturales y suplir las carencias de los programas de gobierno, dando asistencia técnica y capacitación sobre buenas prácticas de manejo, apoyando a las comunidades a conseguir planes de manejo forestal, pagos por servicios ambientales, venta de carbono en mercados voluntarios, utilizando mecanismos legales de conservación de bosques o áreas de importancia natural, etc.

Por último, conviene destacar, como caso particular, los manglares de la costa que están amenazados por la contaminación de las aguas, principalmente por el uso de agroquímicos y por la acumulación de sedimentos. La deforestación de las cuencas altas, aunado a los fenómenos hidrometeorológicos, ha ocasionado el arrastre de sedimentos hacia las lagunas costeras provocando su azolvamiento. Las obras de dragado destinadas a corregir el azolvamiento, han constituido un fuerte impacto, al expandirse los sedimentos sobre áreas de manglar (Romero, 2006).

Los factores difusos reconocidos en el estado de Chiapas se enumeran a continuación: (a) Declaración de áreas de reserva natural (restringen ciertos usos como el roza-tumba-quema); (b) Programas de gobierno que incentivan la expansión de la agricultura, su intensificación y el establecimiento de cultivos más rentables (tipo ProCampo, Programas de reconversión

productiva del IRBIO en Chiapas); (c) Políticas de gobierno que incentivan la ganadería (tipo ProGan, programas estatales, programas municipales); (d) Políticas de gobierno que incentivan la reforestación (tipo ProÁrbol); (e) Programas de apoyo a la forestería comunitaria (tipo PROCYMAF); (f) Existencia de un plan de manejo forestal; (g) Políticas de gobierno que incentivan el establecimiento de cafetales; (h) Interrupción súbita de ayudas de los programas de gobierno; (i) Falta de asistencia técnica y capacitación; (j) Pago por servicios ambientales (PSA); (k) Existencia de organizaciones de productores; (l) Certificaciones ecológicas/orgánicas; (m) Precios de las materias primas en los mercados locales e internacionales; (n) Restricciones para acceder a créditos y recursos financieros para mejorar sus sistemas de producción; (o) Apoyo de organizaciones de la sociedad civil; (p) Contaminación de las aguas (Franja costera); (q) Obras hidráulicas (Franja costera).

RESULTADOS

A continuación, se muestra la representación gráfica de los MET elaborados para cada región, con los estados y transiciones identificados en cada caso. Los estados, como en las figuras mostradas previamente, se representan como rectángulos y las transiciones por flechas azules. El texto en verde hace referencia a las transiciones asociadas al paso entre dos estados y las líneas rojas discontinuas son los umbrales.

De manera general, los modelos siguen el esquema expuesto en el ejemplo discutido previamente; es decir, se parte de uno o varios tipos de bosque de referencia que pueden sufrir transiciones a otros estados por procesos de degradación (transformándose en bosques degradados), introducción de cultivos perennes (café, cacao, palma) o corta de la vegetación arbórea para la utilización del suelo con fines agrícolas o pecuarios. Además, en algunas regiones se ha observado la utilización de sistemas agroforestales (aunque no de manera extensiva), que constituyen alternativas de producción más sustentable y con mejores opciones de captura de carbono.

El sistema de agricultura temporal de roza-tumba-quema (y sus variantes), ampliamente utilizado en el estado, consiste en la tala de vegetación arbórea y/o roza de vegetación arbustiva y herbácea, que luego es quemada con el fin de limpiar terrenos para la producción agrícola o ganadera y para favorecer la incorporación de cenizas al suelo, mejorando la

Cuadro 6. Usos del suelo y transiciones para la región Selva Maya.

Usos del suelo	Transiciones
Selva perennifolia (SP)	Incendio forestal (i)
Selva perennifolia degradada (SPd)	Extracción leña (l)
Selva subperennifolia (SSP)	Extracción madera (m)
Selva subperennifolia degradada (SSPd)	Pastoreo (p)
Acahual arbóreo (AA)	Recuperación (rc)
Acahual arbustivo (Aa)	Roza-tumba-quema (rtq)
Acahual herbáceo (Ah)	Roza-tumba (rt)
Petatilla (Pt)	Roza-quema (rq)
Acahual mejorado (AM)	Roza (r)
Agricultura temporal (AT)	Descanso (d)
Agricultura temporal con árboles (ATA)	Abandono (a)
Agricultura permanente (AP)	Eliminación del periodo de descanso (ed)
Potrero (P)	Plantación árboles con valor (pav)
Potrero con árboles (PA)	Plantación cultivos perennes (pcp)
Taungya (Ty)	Plantación árboles de sombra (pas)
Plantación forestal (PFo)	Selección árboles de sombra (ss)
Plantaciones frutales (PFr)	Producción orgánica (po)
Cultivo de palma (CP)	
Café/cacao bajo sombra natural (CSN)	
Café/cacao bajo sombra diversificada (CSD)	
Café/cacao bajo sombra diversificada orgánico (CSDO)	
Café/cacao monosombra (CMS)	
Café/cacao monosombra orgánico (CMSO)	
Usos humanos (UH)	

La agricultura temporal (AT) se practica en la milpa, que es un sistema productivo tradicional de granos básicos (maíz, frijol y calabaza, básicamente). En esta zona se cultiva dos veces al año: la milpa de temporal de mayo a noviembre y la de tornamil de diciembre a abril (Monroy, 2009). La superficie promedio que se cultiva es de 0.5-1 ha por campesino, con ciclos de cultivo que van de 3 a 7 años con periodos de descanso de hasta 15 años, en los que se desarrolla el acahual, dependiendo de la superficie de terreno con la que cuente el agricultor. En algunas parcelas los productores conservan especies arbóreas, lo cual facilita la regeneración de la vegetación, reduciendo los periodos de barbecho (Levy *et al.*, 2002). La presión por el uso de la tierra, derivada de la necesidad de producir alimentos, ha hecho que se reduzcan los periodos de descanso, no permitiendo una recuperación adecuada de la fertilidad edáfica para el nuevo ciclo de cultivo.

Además de milpas, en la región es posible encontrar áreas de cultivo de frutales tropicales y plantaciones de palma africana (*Elaeis guineensis*). La palma africana es una especie nativa de África occidental utilizada para la producción de aceite, cuya producción se ha incrementado de manera exponencial en los últimos 50 años. En México, la palma de aceite se cultiva en la parte sur del país y en Chiapas concretamente su cultivo está siendo incentivado por el instituto encargado de la reconversión productiva (antes IRPAT, ahora IRBIO). La demanda creciente de biocombustibles está promoviendo una rápida expansión de las plantaciones de esta palma que, según Danielsen *et al.* (2009) podrían provocar un reemplazo de bosques y selvas de elevada biodiversidad, actuando como importantes sumideros de carbono por monocultivos de palma que finalmente contribuirían al cambio climático y a la pérdida de biodiversidad.

La ganadería extensiva es una actividad productiva importante en toda la región, ocupando amplias áreas. Por ello, la incorporación de árboles a este sistema tiene un gran potencial para la conservación de la biodiversidad. Estos árboles dispersos, que pueden haber sido seleccionados del bosque original, haberse regenerado o haber sido plantados, sirven como fuente importante de forraje, frutas, madera, leña y sombra para el ganado proveyendo, además, importantes hábitats y recursos para la biodiversidad dentro del paisaje agrícola (Guevara *et al.*, 1998).

Cuando el uso del fuego es recurrente, los terrenos pueden ser invadidos por el helecho *Pteridium aquilinum* que, a pesar de no ser nativo de regiones neotropicales, es favorecido por el fuego en suelos con pH ácido y bajos contenidos de fósforo asimilable. Este sistema se conoce con el nombre de petatilla y una vez que se establece es capaz de arrestar la sucesión secundaria y no permitir el desarrollo de la selva (Celedon, 2006).

Algunas alternativas que se han planteado en la región para mejorar la economía familiar de una manera sustentable e incrementar la captura de carbono en los sistemas productivos son (además de las modalidades de agricultura y árboles en potrero), las plantaciones forestales con especies maderables de alto valor (como cedro y caoba) y sistemas agroforestales como la taungya y el acahual han mejorado. El sistema de taungya consiste en sembrar cultivos agrícolas anuales junto con especies forestales durante los primeros años de establecimiento de la plantación forestal (Nair, 1997). El tiempo de permanencia de los cultivos suele ser de 3-5 años, hasta que la sombra de la especie forestal comienza a limitar el crecimiento de los cultivos. Los acahuals mejorados, por su parte, son sistemas en los que se han introducido especies maderables (cedro, caoba, etc.) con valor comercial u otras especies de interés para el productor (Soto *et al.*, 2010). El enriquecimiento de los acahuals se hace con la finalidad de incrementar la proporción de las especies comercialmente valiosas y no como sustitutas de la regeneración natural, sino más bien como un complemento de ésta (Gullison y Hubbell, 1992).

En cuanto a los sistemas de café y cacao, en la región existen cafetales y cacaotales cultivados bajo la sombra de la selva (con gran diversidad de especies de sombra y mínimo manejo), otros sistemas en los que la sombra es diversa y en los que se inducen especies maderables, frutales o medicinales (sombra diversificada) y otros, más comerciales en donde se manejan pocas especies de sombra con un alto valor económico (o especies que tradicionalmente se usan para la sombra en el caso de los cafetales como *Inga sp.*).

Región Selva Zoque

En la Figura 6 presenta el MET propuesto para la región Zoque y, en el Cuadro 7, los estados y las transiciones identificadas en la región Selva Zoque.

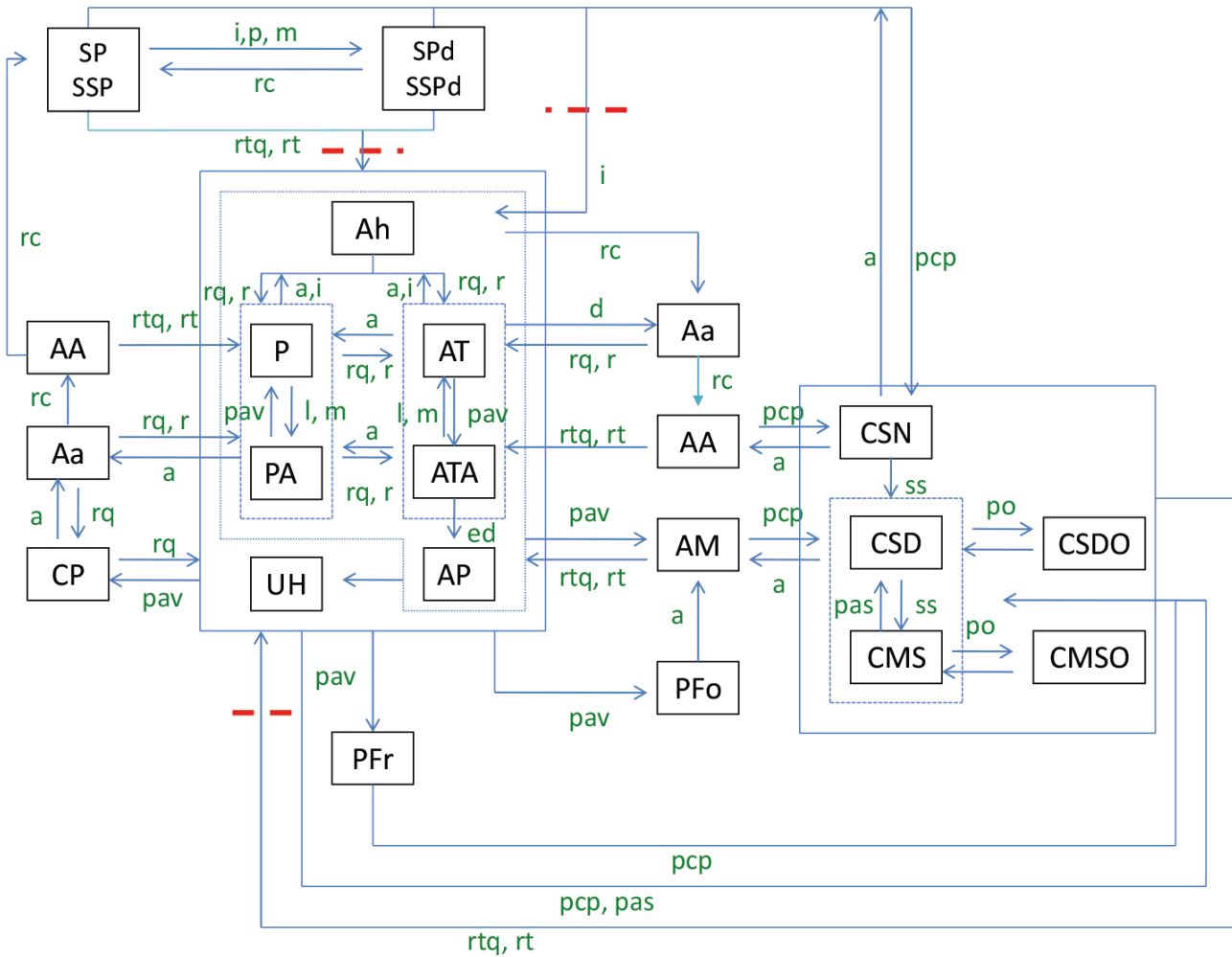


Figura 6. MET de la región selva Zoque.

Cuadro 7. Usos del suelo y transiciones para la región Selva Zoque.

Usos del suelo	Transiciones
Selva perennifolia (SP)	Incendio forestal (i)
Selva perennifolia degradada (SPd)	Extracción leña (l)
Selva subperennifolia (SSP)	Extracción madera (m)
Selva subperennifolia degradada (SSPd)	Pastoreo (p)
Acahual arbóreo (AA)	Recuperación (rc)
Acahual arbustivo (Aa)	Roza-tumba-quema (rtq)
Acahual herbáceo (Ah)	Roza-tumba (rt)
Acahual mejorado (AM)	Roza-quema (rq)

Cuadro 7. Usos del suelo y transiciones para la región Selva Zoque (Continuación).

Usos del suelo	Transiciones
Agricultura temporal (AT)	Roza (r)
Agricultura temporal con árboles dispersos (ATA)	Descanso (d)
Agricultura permanente (AP)	Abandono (a)
Potrero (P)	Eliminación del periodo de descanso (ed)
Potrero con árboles (PA)	Plantación árboles con valor (pav)
Plantación forestal (PFo)	Plantación cultivos perennes (pcp)
Plantaciones frutales (PFr)	Plantación árboles de sombra (pas)
Cultivo de palma (CP)	Selección árboles de sombra (ss)
Café/cacao bajo sombra natural (CSN)	Producción orgánica (po)
Café/cacao bajo sombra diversificada (CSD)	
Café/cacao bajo sombra diversificada orgánico (CSDO)	
Café/cacao monosombra (CMS)	
Café/cacao monosombra orgánico (CMSO)	
Usos humanos (UH)	

La cobertura de selva en esta región se ha perdido en gran parte y se encuentra mucho más fragmentada que en el caso de la región Maya. En las zonas más planas se han establecido pastizales para el ganado principalmente, aunque también existen muchos terrenos dedicados a la agricultura donde se utilizan los sistemas tradicionales asociados a la roza-tumba-quema (con sus variaciones), aunque la actividad agrícola ha sido relegada a zonas más abruptas. La producción de cacao (*Theobroma cacao*) es otra actividad practicada desde la época prehispánica en la zona y que en la actualidad aún tiene importancia en lugares que no exceden de los 400 msnm, aunque la ganadería ha llegado a sustituir el cultivo del cacao, y también al café, en épocas de bajos precios (Tinoco, 2010). En la actualidad el IRBIO considera que una extensa superficie de esta región tiene potencial para la palma africana y se está impulsando su cultivo en la zona.

La única parte donde se conserva una cobertura de selva más continua es en el entorno de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, la cual se ubica en un paisaje kárstico sobre un relieve muy accidentado, albergando una gran biodiversidad. Aunque en esta zona la cobertura vegetal también se ve amenazada por las actividades agrícolas y ganaderas de la población que habita en la zona junto con la frecuencia de incendios (CONANP, 2006), los cuales en 1998 y 2003 devastaron la mitad de la superficie de la reserva.

Región Franja Costera

La Figura 7 muestra el MET de la franja costera, en donde dominan los manglares. Los estados y las transiciones asociados a este modelo se presentan en el Cuadro 8.

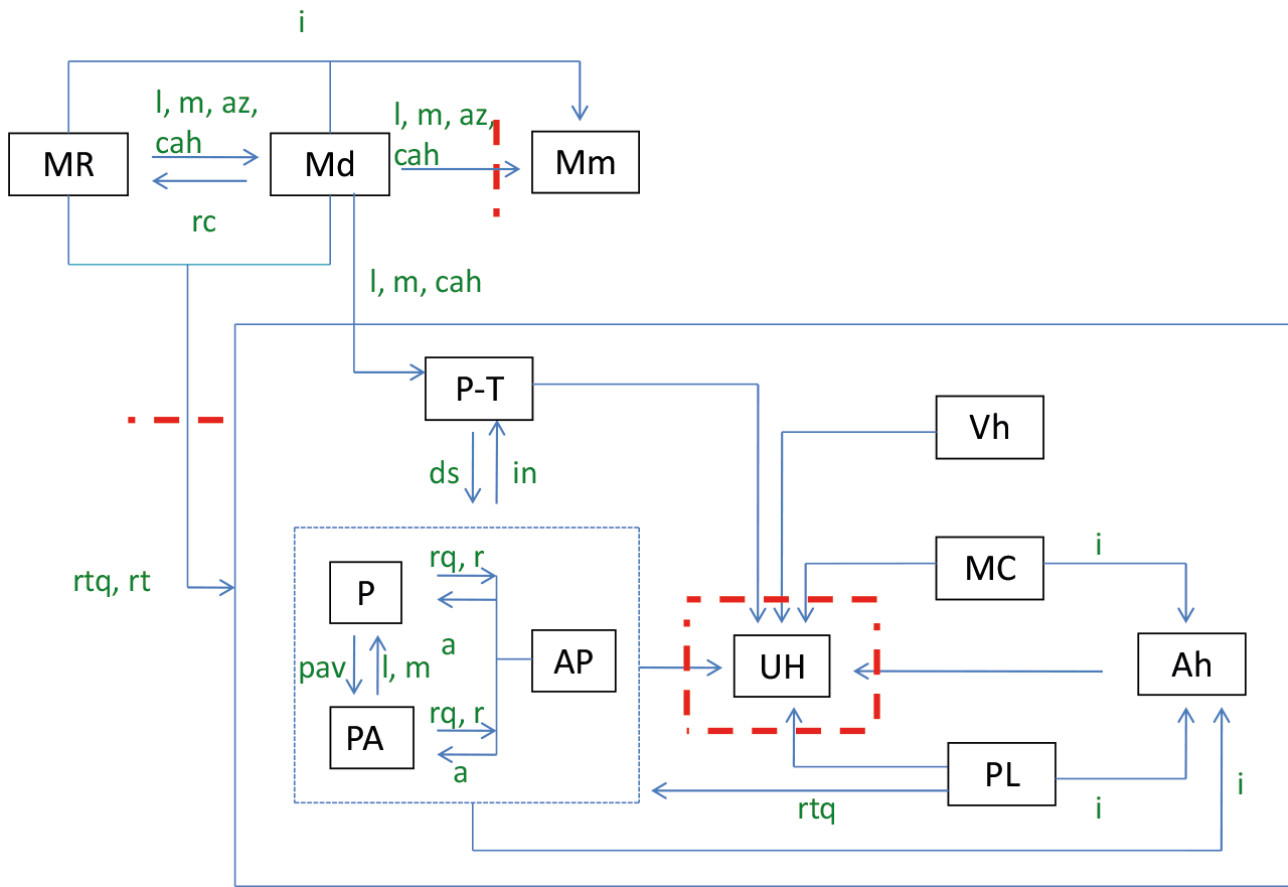


Figura 7. MET de la Franja Costera de Chiapas.

Cuadro 8. Usos del suelo y transiciones para la Franja Costera de Chiapas.

Usos del suelo	Transiciones
Manglar de referencia (MR)	Incendio forestal (i)
Manglar degradado (Md)	Extracción leña (l)
Manglar muerto (Mm)	Extracción ilegal madera (m)
Popal-tular (P-T)	Recuperación (rc)
Acahual herbáceo (Ah)	Roza-tumba-quema (rtq)
Palmar (PL)	Roza-tumba (rt)
Matorral costero (MC)	Roza-quema (rq)
Vegetación halófila (Vh)	Roza (r)
Agricultura permanente (AP)	Azolvamiento de cauces (az)
Potrero (P)	Caída de árboles por huracanes y tormentas (cah)
Potrero con árboles (PA)	Abandono (a)
Usos humanos (UH)	Desecación (ds)
	Inundación (in)

La franja costera abarca una estrecha zona de terreno pegada a la costa cubierta por manglares y otros tipos de vegetación asociados a ecosistemas costeros y acuáticos. Esta zona es especialmente vulnerable al impacto de los huracanes y tormentas tropicales que llegan a las costas de Chiapas, provocando la tumba de ejemplares y tapando canales de circulación del agua. También tienen gran impacto y provocan cambios en la zona las obras hidráulicas realizadas en los cursos fluviales aguas arriba y el arrastre de sedimentos desde las partes altas de la sierra, como consecuencia de la deforestación y los deslaves. El uso tradicional del manglar como combustible, materia prima para construcción y como postes para encierros rústicos de camarón, por su parte, provoca el saqueo de árboles, constituyendo un impacto para el ecosistema. Todo ello conduce a la degradación de los ecosistemas de mangle, e incluso la muerte del mismo cuando se producen alteraciones en la dinámica hidrológica natural que cambian las condiciones del medio, como la salinización y piritización del agua y el suelo (Rojas,

2009). La degradación del mangle puede dejar zonas abiertas donde se establecen popales o tulares. Por otra parte, otra de las amenazas en esta zona es la tala y desecación de los ecosistemas de humedal con fines agrícolas y ganaderos. Al igual que en otras regiones, el establecimiento de reservas está contribuyendo a la conservación de los ecosistemas forestales. La reserva de la biósfera La Encrucijada es la más grande ubicada en la zona y protege una extensión de casi 145 mil ha de manglar.

Por último, los palmares, matorrales costeros y la vegetación halófila también tienen presencia en esta franja, aunque puesto que su aptitud para fines agrícolas o ganaderos es menor, la principal transformación que sufren es a usos humanos.

Región Llanura Costera

El MET de la región Llanura Costera se presenta en la Figura 8 y el Cuadro 9 contiene los estados y transiciones identificados en la Llanura Costera.

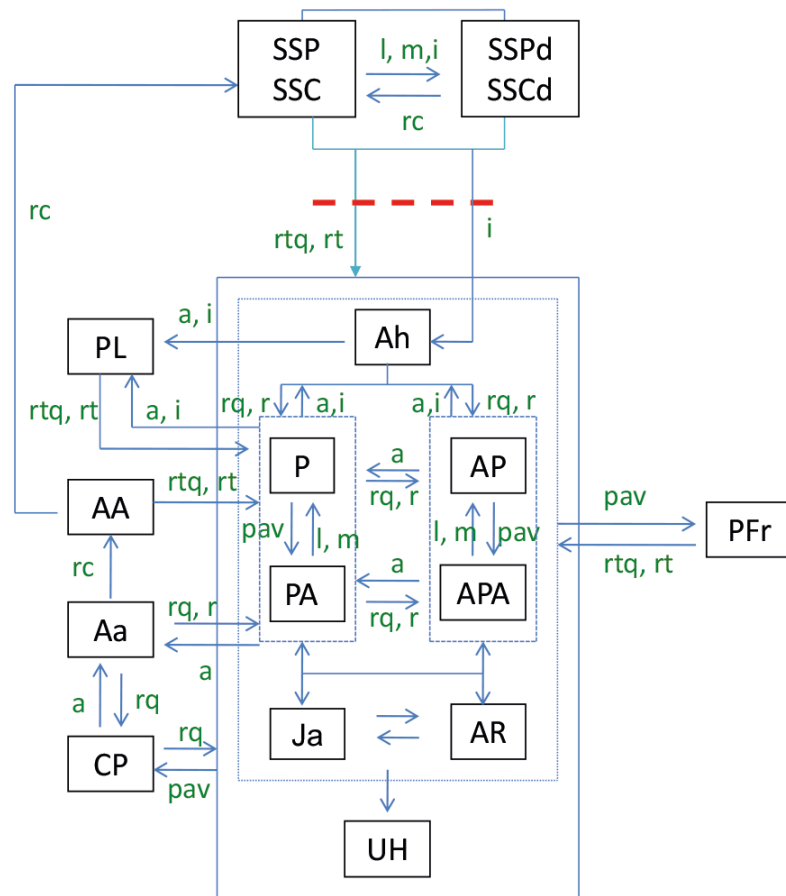


Figura 8. MET de la Llanura Costera de Chiapas.

Cuadro 9. Usos del suelo y transiciones para la Llanura Costera de Chiapas.

Usos del suelo	Transiciones
Selva subperennifolia (SSP)	Incendio (i)
Selva subperennifolia degradada (SPd)	Roza-tumba-quema (rtq)
Selva subcaducifolia (SSC)	Roza-tumba (rt)
Selva subcaducifolia degradada (SSCd)	Roza-quema (rq)
Acahual arbóreo (AA)	Roza (r)
Acahual arbustivo Aa)	Abandono (a)
Acahual herbáceo (Ah)	Riego (rg)
Palmar (PL)	Plantación árboles con valor (pav)
Agricultura permanente (AP)	Plantación árboles de sombra (pas)
Agricultura permanente con árboles dispersos (APA)	Selección árboles de sombra (ss)
Agricultura de riego (Ar)	Producción orgánica (po)
Cultivo de <i>Jatropha</i> (Ja)	
Cultivo de palma de aceite (CP)	
Potrero (P)	
Potrero con árboles (PA)	
Plantaciones frutales (PFr)	
Usos humanos (UH)	

La región de la Llanura Costera se caracteriza porque la vegetación selvática ha sido sustituida, principalmente con fines de producción ganadera extensiva, que se ha visto favorecida frente a la agricultura por las condiciones naturales de inundación de la zona, aun así, también es posible encontrar áreas cultivadas, incluso con riego y frutales. Sin embargo, pese a la gran importancia que la actividad ganadera posee, el grado de desarrollo potencial no ha sido alcanzado. La productividad es muy baja, se generan pocos empleos, los productores no están organizados, hay mucho intermediarismo y el sistema comercial es deficiente (INE-SEMARNAP, 1999b).

Otro tipo de vegetación presente son los palmares, asociados a terrenos inundables y también a potreros abandonados sometidos a incendios periódicos. Además, en los últimos tiempos el cultivo de piñón (*Jatropha curcas*) y palma africana (*Elaeis guineensis*), incentivados por el IRPAT (ahora IRBIO) se han extendido en la región.

Región Soconusco

El MET desarrollado para la región Soconusco se presenta en la Figura 9 y los estados y transiciones asociados en el Cuadro 10.

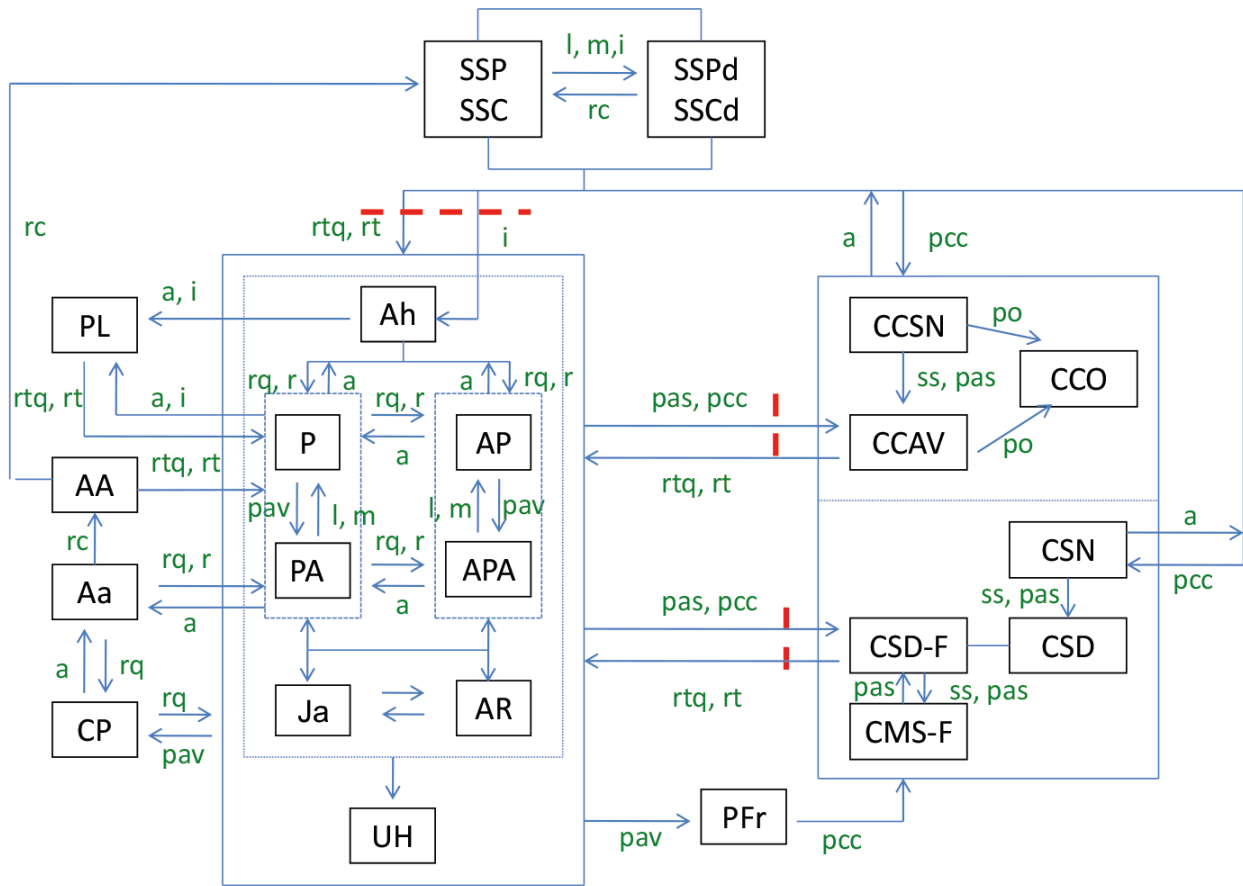


Figura 9. MET de la zona del Soconusco.

Cuadro 10. Usos del suelo y transiciones para la zona del Soconusco.

Usos del suelo	Transiciones
Selva subperennifolia (SSP)	Incendio (i)
Selva subperennifolia degradada (SSPd)	Roza-tumba-quema (rtq)
Selva subcaducifolia (SSC)	Roza-tumba (rt)
Selva subcaducifolia degradada (SSCd)	Roza-quema (rq)
Acahual arbóreo (AA)	Roza (r)
Acahual arbustivo (Aa)	Abandono (a)
Acahual herbáceo (Ah)	Plantación árboles con valor (pav))
Plantaciones frutales (PFr)	Plantación de cacao(pcc)
Palmar (PL)	Plantación árboles de sombra (pas)
Agricultura permanente (AP)	Selección árboles de sombra (ss)
Agricultura permanente con árboles dispersos (APA)	Producción orgánica (po)

Cuadro 10. Usos del suelo y transiciones para la zona del Soconusco (Continuación).

Usos del suelo	Transiciones
Agricultura de riego (Ar)	
Cultivo de <i>Jatropha</i> (Ja)	
Potrero (P)	
Potrero con árboles (PA)	
Cultivo de palma de aceite (CP)	
Cultivo de cacao bajo sombra natural (CCSN)	
Cultivo de cacao con sombra de frutales y/o maderables (CCAV)	
Cultivo de cacao bajo producción orgánica (CCO)	
Usos humanos (UH)	

El Soconusco es la principal región agrícola de Chiapas. La producción agrícola se lleva a cabo desde la costa hasta la región montañosa. El maíz, principalmente para autoconsumo, se cultiva en las partes altas, alrededor de los 1200 m o más y el café se encuentra distribuido en el área entre los 400 y los 1800 msnm. El cultivo de cacao se encuentra en los alrededores de los 400 msnm de altitud. Las gramíneas y los árboles frutales se cultivan a menos de 400 msnm y los granos, la caña de azúcar y la palma aceitera se encuentran cultivados en el área entre los 20 y los 200 msnm. El ajonjolí, la sandía y el melón se cultivan en pequeña escala en las dunas del área costera (Sánchez y Jarquín, 2004).

En la región del Soconusco se han establecido grandes áreas de monocultivos fuertemente demandantes de agua, tales como las plantaciones de banano, papaya, mango, sorgo, maíz y soya, a lo largo de la ribera de varios ríos que consumen más del 85% del agua disponible (Sánchez y Jarquín, 2004). El manejo deficiente y abusivo en la cantidad, uso y horario de riego, están desecando los ríos, siendo crítica la temporada de enero a mayo.

El cacao en la región del Soconusco se cultiva bajo la sombra natural de la selva o, más frecuentemente, bajo una sombra mixta donde el productor introduce especies que le reportan beneficios adicionales como frutales (*Pouteria sapota* y *Mangifera indica*, principalmente), maderables (sobre todo *Cordia alliodora* y *Tabebuia*

donnell-smithii) y leguminosas mejoradoras del suelo (como *Inga micheliana* y *Gliricidia sepium*). Aunque la mayor parte de las especies usadas como sombra son frutales ya que los bajos precios de éste ejercen una fuerte presión para asociarlo con sombra económicamente rentable (Salgado *et al.*, 2007).

El café se cultiva bajo sombra de Inga principalmente, aunque también se usan otros árboles de sombra como el canaco (*Alchornea latifolia*; Ramos, 2006). Los cafetales cultivados bajo la sombra natural de la selva se destacan por el elevado contenido de carbono almacenado, sobre todo en la biomasa aérea. En esta región, además, se encuentran varias fincas cafetaleras, donde, a diferencia de lo que ocurre en otras partes se cultivan de una manera más intensiva amplias extensiones de café, pertenecientes a un solo propietario o familia.

Región Depresión Central

En la Depresión Central es posible encontrar varios tipos de ecosistemas forestales que sufren dinámicas similares de cambio de uso del suelo. En la Figura 10, se presentan dentro del modelo las selvas caducifolias y subcaducifolias y debajo los bosques de pino-encino y encino, los cuales, ocuparían el mismo lugar que las selvas en el MET y, a continuación, en el Cuadro 11, los estados y las transiciones incluidos en este modelo.

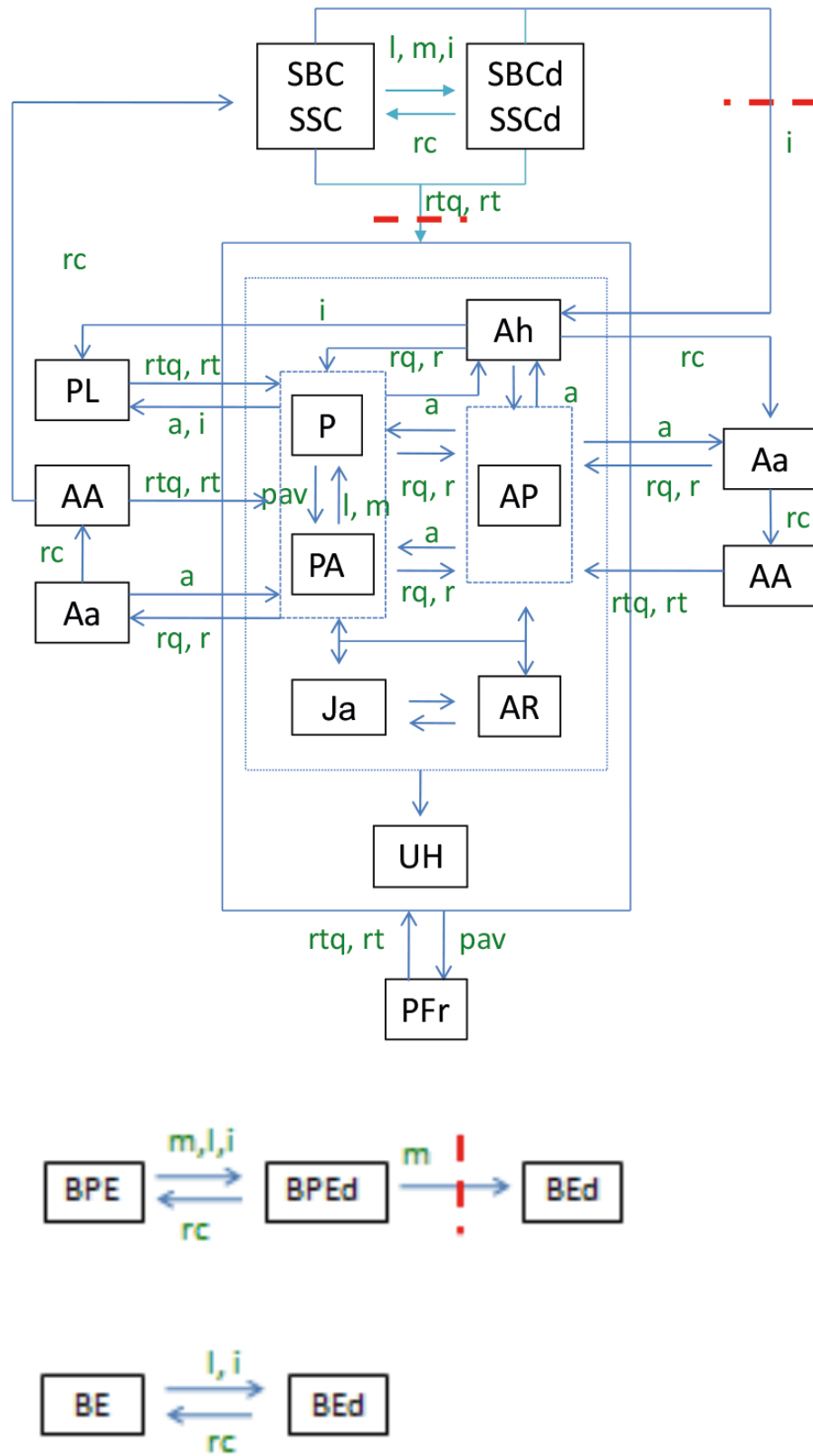


Figura 10. MET de la Depresión Central de Chiapas.

Cuadro 11. Usos del suelo y transiciones para la Depresión Central de Chiapas.

Usos del suelo	Transiciones
Selva baja caducifolia (SBC)	Incendio forestal (i)
Selva baja caducifolia degradada (SBCd)	Extracción leña (l)
Selva baja subcaducifolia (SSC)	Extracción ilegal madera (m)
Selva baja subcaducifolia degradada (SSCd)	Recuperación (rc)
Bosque de pino-encino (BPE)	Roza-tumba-quema (rtq)
Bosque de pino-encino degradado (BPEd)	Roza-tumba (rt)
Bosque de encino (BE)	Roza-quema (rq)
Bosque de encino degradado (BEd)	Roza (r)
Acahual arbóreo (AA)	Abandono (a)
Acahual arbustivo (Aa)	Riego (rg)
Acahual herbáceo (Ah)	Plantación árboles con valor (pav)
Agricultura permanente (AP)	
Agricultura de riego (AR)	
Cultivo de <i>Jatropha</i> (Ja)	
Potrero (P)	
Potrero con árboles (PA)	
Plantaciones frutales (PFr)	
Palmar (PL)	
Usos humanos (UH)	

La Depresión Central está completamente rodeada por áreas montañosas húmedas y boscosas que les proporcionan un completo aislamiento respecto a otras regiones (Breedlove 1981). En esta zona, el pastoreo, el manejo del fuego y la desmedida apertura de la tierra al cultivo han inducido a la aparición de grandes extensiones de selva baja caducifolia y sabanas (Breedlove, 1981), los bosques subcaducifolios se encuentran en áreas protegidas como cañadas y los palmares son comunes en la parte sureste de la Depresión. En las partes más altas, ya en los límites con las Sierras (Sierra Madre de Chiapas y Altiplanicie Central) se pueden encontrar bosques de encino y de pino-encino con visible evidencia de disturbios humanos.

En la actualidad la mayoría de las tierras de esta región son de propiedad privada donde se practica

la ganadería extensiva o agricultura intensiva, con utilización de riego. También hay tierras ejidales en las cuales los campesinos se dedican a la agricultura de subsistencia, utilizando la técnica de la roza-tumba-quema. Como alternativa productiva en la región se ha impulsado la producción de piñón (*Jatropha curcas*) para biocombustibles.

Región Montañas del Norte

En las regiones templadas de Chiapas existe una variedad de tipos de bosque y usos del suelo que pueblan un paisaje complejo. En la Figura 11 se muestra el MET para la región Montañas del Norte y en el Cuadro 12 aparecen los estados y las transiciones identificados.

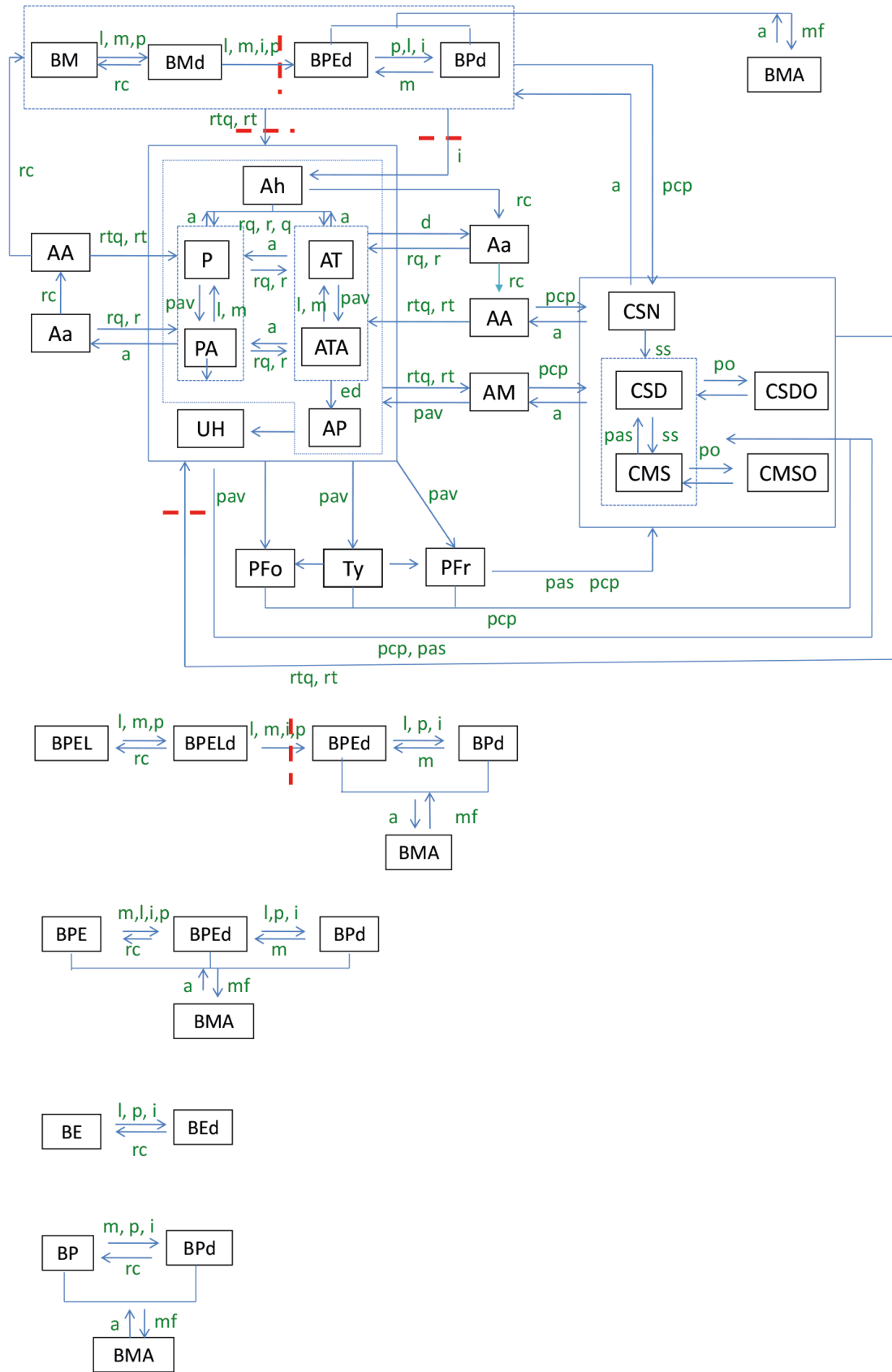


Figura 11. MET de la región Montañas del Norte.

Cuadro 12. Usos del suelo y transiciones para la región Montañas de Oriente.

Usos del suelo	Transiciones
Bosque mesófilo (BM)	Incendio forestal (i)
Bosque mesófilo degradado (BMd)	Extracción leña (l)
Bosque de pino-encino-liquidambar (BPEL)	Extracción madera (m)
Bosque de pino-encino-liquidambar degradado (BPELd)	Pastoreo (p)
Bosque de pino-encino (BPE)	Recuperación (rc)
Bosque de pino-encino degradado (BPEd)	Roza-tumba-quema (rtq)
Bosque de pino (BP)	Roza-tumba (rt)
Bosque de pino degradado (BPd)	Roza-quema (rq)
Bosque de encino (BE)	Roza (r)
Bosque de encino degradado (BED)	Descanso (d)
Bosque manejado (BMA)	Abandono (a)
Acahual arbóreo (AA)	Eliminación del periodo de descanso (ed)
Acahual arbustivo (Aa)	Manejo forestal (mf)
Acahual herbáceo (Ah)	Plantación árboles con valor (pav)
Acahual mejorado (AM)	Plantación cultivos perennes (pcp)
Agricultura temporal (AT)	Plantación árboles de sombra (pas)
Agricultura temporal con árboles dispersos (ATA)	Selección árboles de sombra (ss)
Agricultura permanente (AP)	Producción orgánica (po)
Potrero (P)	
Potrero con árboles (PA)	
Taungya (Ty)	
Plantaciones forestales (PFo)	
Plantaciones frutales (PFr)	
Café bajo sombra natural (CSN)	
Café bajo sombra diversificada (CSD)	
Café bajo sombra diversificada orgánico (CSDO)	
Café monosombra (CMS)	
Café monosombra orgánico (CMSO)	
Usos humanos (UH)	

Los sistemas productivos que predominan en la región según Jiménez *et al.* (2010), son: a) la milpa que se realiza bajo el sistema tradicional de roza-tumba-quema y que se caracteriza por mantener una amplia diversidad de especies nativas asociadas con el maíz cuya producción se destina para el autoconsumo; b) la cafecultura, que es la principal fuente de recursos para muchas familias de la región, se realiza bajo el sistema tradicional, con sombra natural, y en menor grado en forma semi-intensiva, con sombra mixta o monosombra, cuya producción se destina al mercado y representa la principal fuente de ingresos monetarios; c) la ganadería bovina que se realiza bajo un sistema extensivo en potreros o bajo el sistema bosque-ganado para la producción de carne, cuya función es el ahorro familiar; d) la horticultura que se encuentra menos desarrollada y que representa una alternativa de producción para el mercado en áreas donde se dispone de agua y cuya tierra es de mejor calidad y e) la fruticultura que ocupa un lugar marginal.

El manejo ganadero de bosque-ganado o de montaña es característico de esta región y se trata de un sistema trashumante entre el bosque y las áreas de acahual y rastrojales de maíz (Jiménez *et al.*, 2010). En la época seca, después de la cosecha de maíz (noviembre), el ganado aprovecha los residuos de la cosecha (rastreo) y cuando dan inicio las actividades agrícolas (mayo-junio), los animales son trasladados al bosque para el aprovechamiento de los pastos naturales y el sotobosque, permaneciendo hasta noviembre o diciembre.

También en esta región pueden encontrarse algunos ejemplos de sistemas agroforestales, como la taungya y el acahual mejorado. En esta zona en el sistema de taungya el cultivo se mantiene entre 2 y 7 años junto con los árboles comerciales, que permanecen como plantación hasta el primer turno de corta. En los sistemas de acahual mejorado de la región las especies introducidas son principalmente pino y ciprés (Roncal *et al.*, 2008).

Los bosques de la región Norte, principalmente los de pino y pino-encino, además del disturbio por extracción de leña, están sujetos al impacto del ganado, que consume las plántulas y juveniles, aunque el empleo recurrente del fuego termina afectando a todos los estratos de la vegetación produciendo cambios drásticos en la estructura del bosque. Estas perturbaciones han favorecido la expansión de especies del género *Pinus* en bosques de montaña, produciéndose el fenómeno conocido como pinarización.

Los bosques de pino y pino-encino, además de las transiciones ya descritas pueden convertirse en bosques manejados, tras la aprobación de un plan de manejo forestal, en el que se describe el método de ordenamiento forestal a emplear para extraer madera de los bosques de manera legal.

Región Altos

En la Figura 12 se presenta el MET elaborado para la región Altos y en el Cuadro 13, los estados y las transiciones identificados.

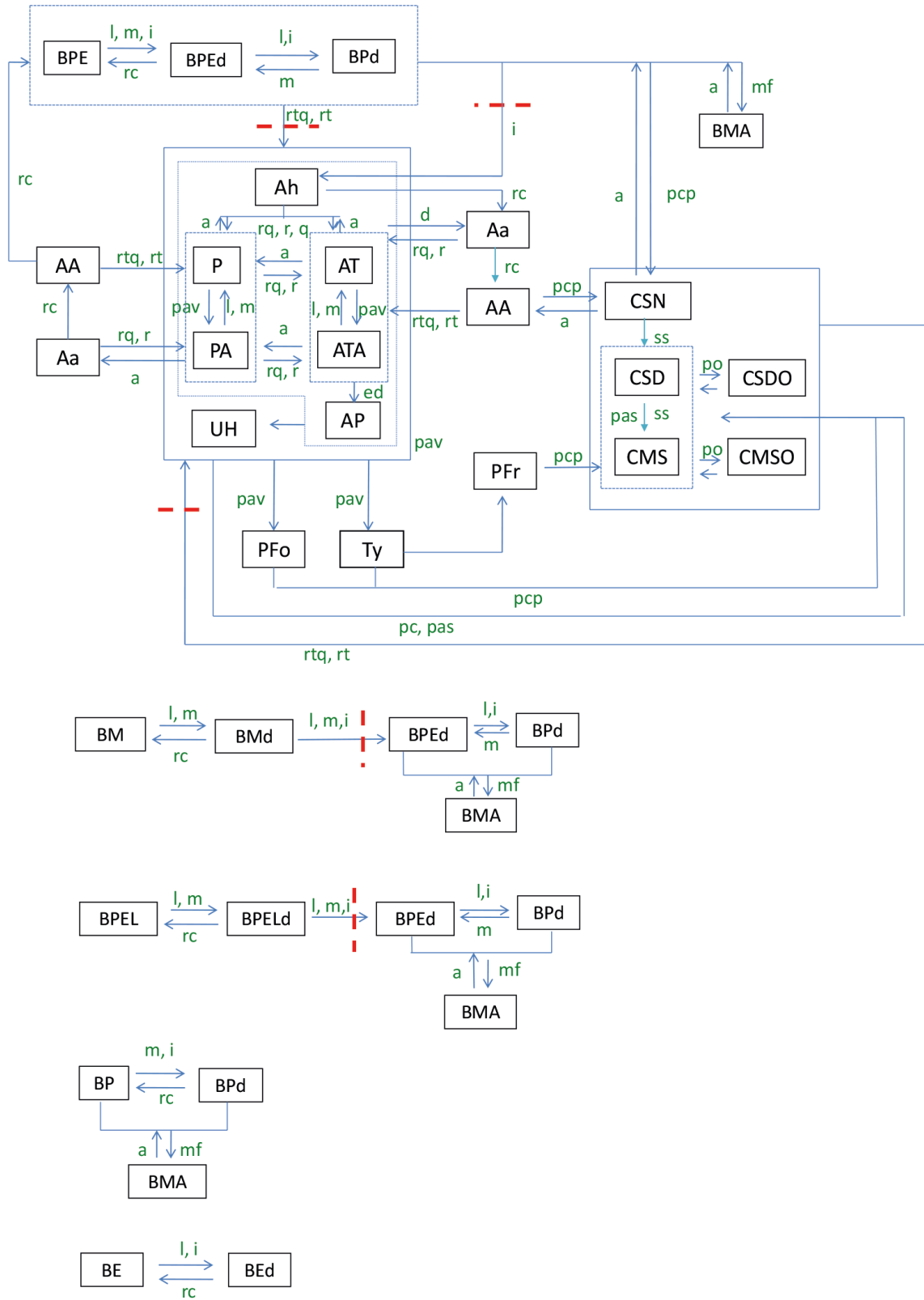


Figura 12. MET de la región Altos.

Cuadro 13. Usos del suelo y transiciones para la región Altos.

Usos del suelo	Transiciones
Bosque de pino-encino (BPE)	Incendio forestal (i)
Bosque de pino-encino degradado (BEPd)	Extracción leña (l)
Bosque mesófilo (BM)	Extracción madera (m)
Bosque mesófilo degradado (BMd)	Recuperación (rc)
Bosque de pino-encino-liquidámbar (BPEL)	Roza-tumba-quema (rtq)
Bosque de pino-encino-liquidámbar degradado (BPELd)	Roza-tumba (rt)
Bosque de pino (BP)	Roza-quema (rq)
Bosque de pino degradado (BPd)	Roza (r)
Bosque de encino (BE)	Descanso (d)
Bosque de encino degradado (BEd)	Abandono (a)
Bosque manejado (BMA)	Eliminación del periodo de descanso (ed)
Acahual arbóreo (AA)	Manejo forestal (mf)
Acahual arbustivo (Aa)	Plantación de árboles de valor (pav)
Acahual herbáceo (Ah)	Plantación cultivos perennes (pcp)
Agricultura temporal (AT)	Plantación árboles de sombra (pas)
Agricultura temporal con árboles (ATA)	Selección de la sombra (ss)
Potrero (P)	Producción orgánica (po)
Potrero con árboles (PA)	
Agricultura permanente (AP)	
Taungya (Ty)	
Plantaciones forestales (PFo)	
Plantaciones de frutales (PFr)	
Café bajo sombra natural (CSN)	
Café bajo sombra diversificada (CSD)	
Café bajo sombra diversificada orgánico (CSDO)	
Café monosombra (CMS)	
Café monosombra orgánico (CMSO)	
Usos humanos (UH)	

La vocación de los suelos en Los Altos de Chiapas es principalmente forestal; sin embargo, el paisaje de esta región muestra una elevada fragmentación de los bosques que han sido sustituidos por áreas de cultivo y comunidades vegetales secundarias asociadas a la agricultura itinerante. A pesar de la poca aptitud de los suelos para la agricultura y de las elevadas pendientes, los campesinos mayas cultivan sus milpas utilizando el sistema de roza-tumba-quema y sus variantes, obteniendo rendimientos relativamente bajos, pero aceptables para el autoconsumo (Cortina, 2006). Además, la escasez de tierras ha provocado una tendencia hacia la intensificación de la agricultura en la zona, llevando al acortamiento de los periodos de descanso y, en ocasiones, al uso continuo del suelo con fines agrícolas (Ochoa *et al.*, 2000).

En la región es habitual mantener árboles en las tierras de cultivo y zonas empleadas como potrero. En las milpas abandonadas el pastoreo de ovejas y ganado bovino es común, lo cual puede impedir el crecimiento de árboles y arbustos y conducir al establecimiento de pastizales permanentes. Los bosques juegan un papel fundamental en la economía local, ya que de ellos se extraen diferentes productos (leña, madera para

construcción, juncia para iglesias y fiestas, abono para jardinería, etc.). También el aprovechamiento de la madera mediante un plan de manejo forestal supone una fuente de recursos importante en algunos ejidos. Además, la producción de café es significativa en la región, aunque la altitud limita su producción por encima de los 1800 m.

Otros usos del suelo presentes en Los Altos son las plantaciones forestales, ya que muchas áreas degradadas o actualmente sin cobertura vegetal están siendo reforestadas con especies de pino, con fines comerciales; además también existen plantaciones de frutales de clima templado.

Región Sierra Madre de Chiapas

En la región de la Sierra Madre la diversidad de usos del suelo se ve incrementada por el aprovechamiento de la palma camedor, que es sembrada en el bosque o en cafetales y posteriormente recolectada para la venta a empresas floristas y ornamentales. El MET desarrollado para esta región se presenta en la Figura 13 y, en el Cuadro 14, los usos del suelo y las transiciones asociadas al modelo.

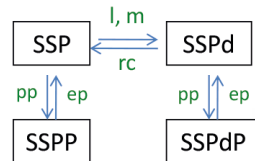
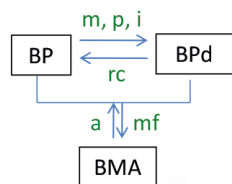
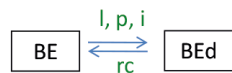
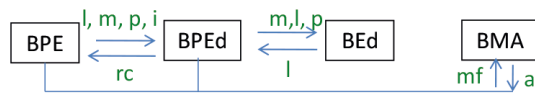
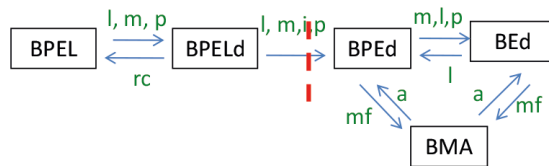
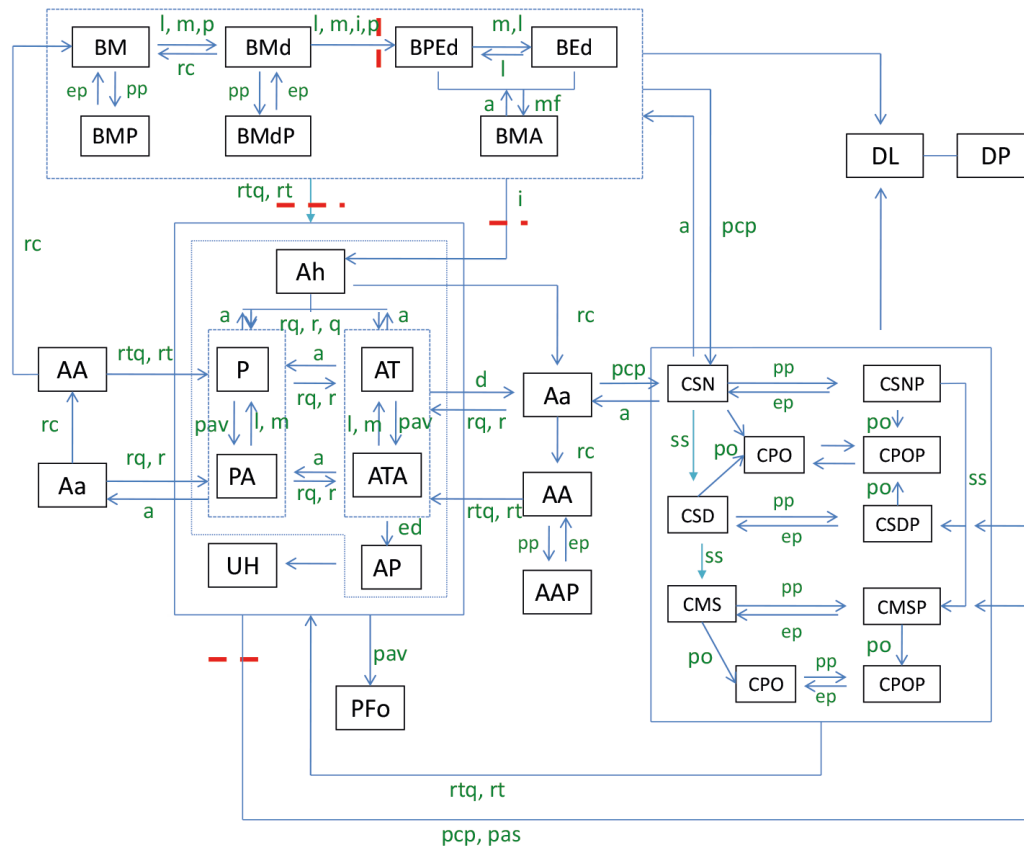


Figura 13. MET de la región Sierra Madre de Chiapas.

Cuadro 14. Usos del suelo y transiciones para la región Sierra Madre de Chiapas.

Usos del suelo	Transiciones
Bosque mesófilo (BM)	Incendio forestal (i)
Bosque mesófilo + palma (BMP)	Extracción leña (l)
Bosque mesófilo degradado (BMd)	Extracción madera (m)
Bosque mesófilo degradado + palma (BMdP)	Pastoreo (p)
Bosque de pino-encino-liquidambar (BPEL)	Recuperación (rc)
Bosque de pino-encino –liquidambar degradado (BPELd)	Roza-tumba-quema (rtq)
Bosque de pino-encino (BPE)	Roza-tumba (rt)
Bosque de pino-encino degradado (BPEd)	Roza-quema (rq)
Bosque de pino (BP)	Roza (r)
Bosque de pino degradado (BPd)	Descanso (d)
Bosque de encino (BE)	Abandono (a)
Bosque de encino degradado (BED)	Eliminación del periodo de descanso (ed)
Selva mediana subperennifolia (SP)	Manejo forestal (mf)
Selva mediana subperennifolia + palma (SSPP)	Plantación árboles con valor (pav)
Selva mediana subperennifolia degradada (SSPd)	Plantación de cultivos perennes (pcp)
Selva mediana subperennifolia degradada + palma (SSPdP)	Plantación árboles de sombra (pas)
Bosque manejado (BMA)	Selección árboles de sombra (ss)
Acahual arbóreo (AA)	Producción orgánica (po)
Acahual arbóreo+palma (AAP)	Plantación palma (pp)
Acahual arbustivo (Aa)	Extracción palma (ep)
Acahual herbáceo (Ah)	
Agricultura temporal (AT)	
Agricultura temporal con árboles dispersos (ATA)	
Agricultura permanente (AP)	
Potrero (P)	
Potrero con árboles (PA)	
Plantaciones forestales (PFo)	
Café bajo sombra natural (CSN)	
Café bajo sombra natural + palma (CSNP)	
Café bajo sombra diversificada (CSD)	
Café bajo sombra diversificada +palma (CSDP)	
Cafetal monosombra (CMS)	
Cafetal monosombra + palma (CMSP)	
Cultivo de café bajo producción orgánica (CPO)	
Cultivo de café bajo producción orgánica + palma (CPOP)	
Terreno deslavado (DL)	
Zona de deposición de deslave (DP)	
Usos humanos (UH)	

Esta región, poblada de bosques templados, con amplias zonas de bosque mesófilo presenta algunas peculiaridades, como la plantación de palma camedor bajo el dosel arbóreo o en asociación con los cafetales, por parte de algunas comunidades. También son frecuentes los deslaves provocados por los huracanes que llegan a la costa de Chiapas, dejando áreas sin cobertura vegetal o con árboles tirados y otras donde se depositan los materiales arrastrados, normalmente procedentes de áreas de elevada pendiente. La declaración de áreas de reserva natural (las principales: Reserva de la Biósfera La Sepultura y Reserva de la Biósfera El Triunfo) ha restringido las posibilidades de uso del suelo en sus zonas de amortiguamiento, como el uso de la roza-tumba-quema, lo que ha permitido frenar el cambio de uso del suelo, sobre todo de bosque a no bosque. Aun así, se da el pastoreo de ganado en el bosque, que al comerse los brinzales compromete la regeneración natural y provoca alteraciones en la estructura del bosque, además de compactación y erosión en áreas de ladera.

Por otra parte, la elevada extracción de madera de pino en la zona está provocando su desaparición en determinadas áreas (Dahringer, 2011, comunicación personal). En las zonas de reserva, la restricción al uso del fuego, no favorece la regeneración del

pino, quedando bosques de encino degradados a consecuencia de la extracción de leña. La producción de café también constituye una actividad económica muy importante en la región, conformando un cinturón alrededor de los bosques mesófilos. Estos cafetales tienen un doble papel, ya que a la vez que contienen la expansión de otros usos del suelo sobre los bosques, avanzan lentamente sobre ellos.

Matrices de transición de almacenes de carbono

Los valores de carbono asignados a cada almacén de cada uno de los estados incluidos en los MET se muestran en el Anexo 1, en donde se encuentran cinco cuadros, uno por almacén de carbono. Los resultados obtenidos en cuanto a la estimación de los datos de carbono faltantes (a través de la relación de los almacenes de mantillo, materia muerta y suelo con la biomasa aérea correspondiente) se muestran en las Figuras 14, 15 y 16. En los tres casos la relación entre los almacenes de carbono fue lineal con coeficientes de determinación superiores a 0.8.

En el caso de la Sierra Madre de Chiapas se encontró que la aportación de la palma al carbono total de los ecosistemas no era significativa, por tanto, no se hizo diferencia entre estados con y sin palma.

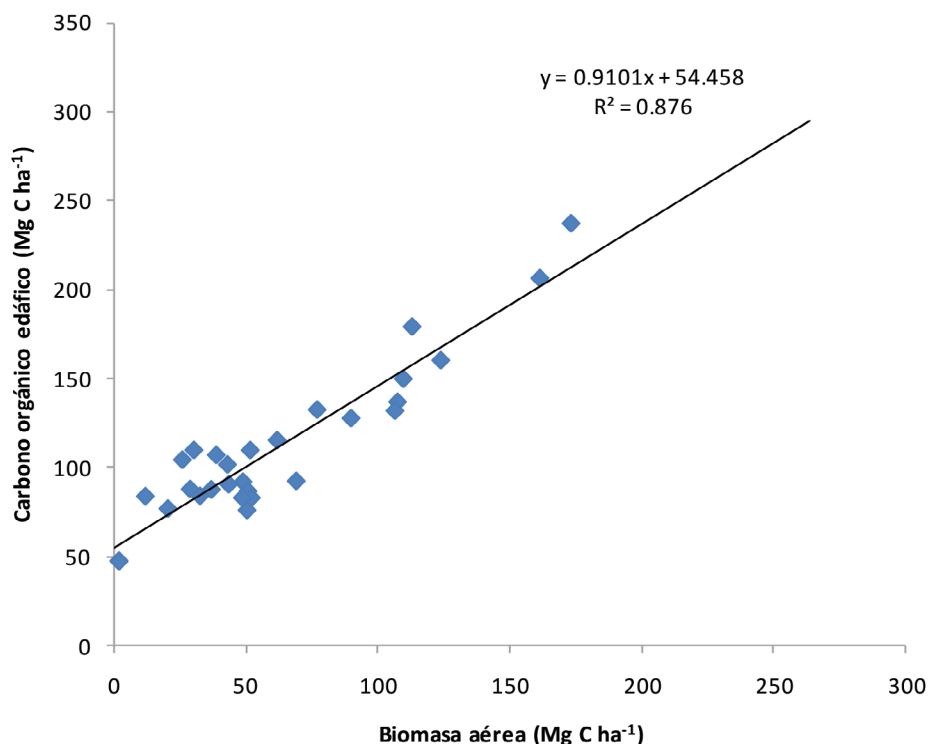


Figura 14. Relación entre el carbono de la biomasa aérea y el carbono orgánico edáfico.

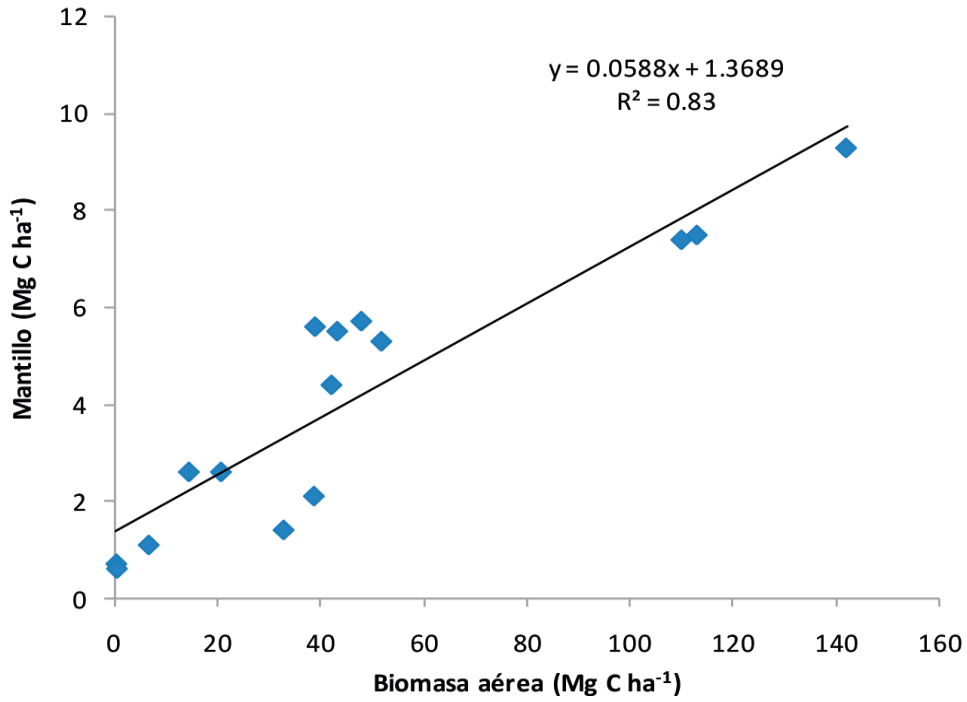


Figura 15. Relación entre el carbono de la biomasa aérea y el carbono del mantillo.

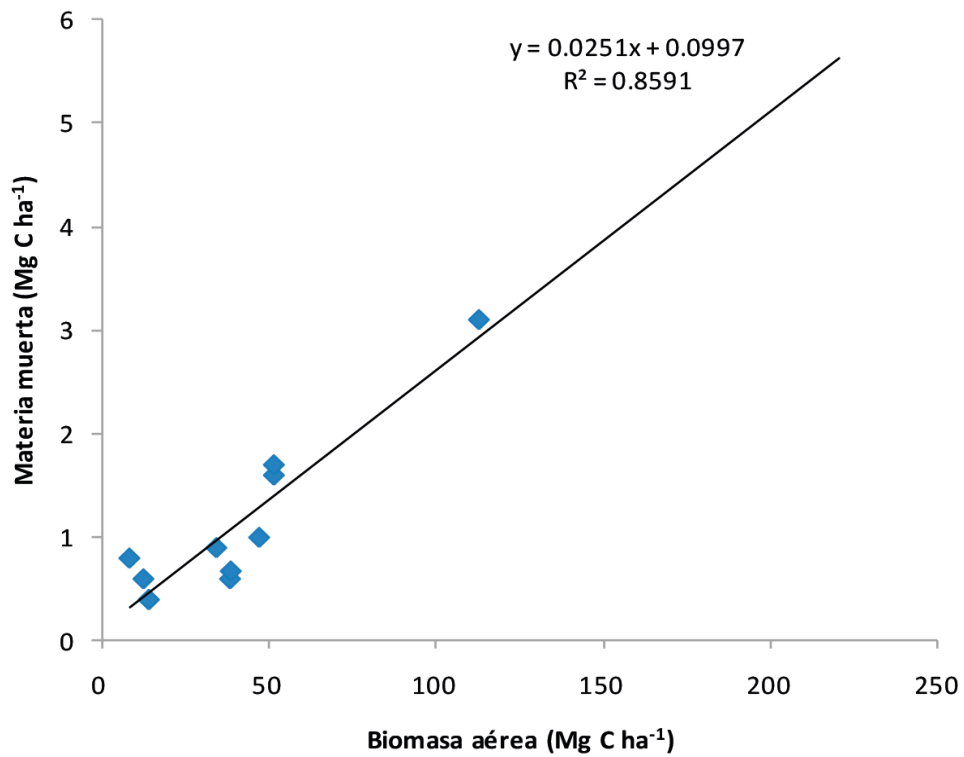


Figura 16. Relación entre el carbono de la biomasa aérea y el carbono de la materia muerta.



Estimación de la incertidumbre

Para analizar la incertidumbre asociada a las estimaciones de los valores de carbono, se analizó la relación entre el promedio y la desviación estándar. Las figuras 17 a 21 muestran los resultados

obtenidos de este análisis para los cinco almacenes de carbono considerados. Se observa una condición de heterodasticidad (la desviación estándar está linealmente relacionada con el promedio), implicando que, mayor contenido de carbono, la varianza será mayor, y viceversa.

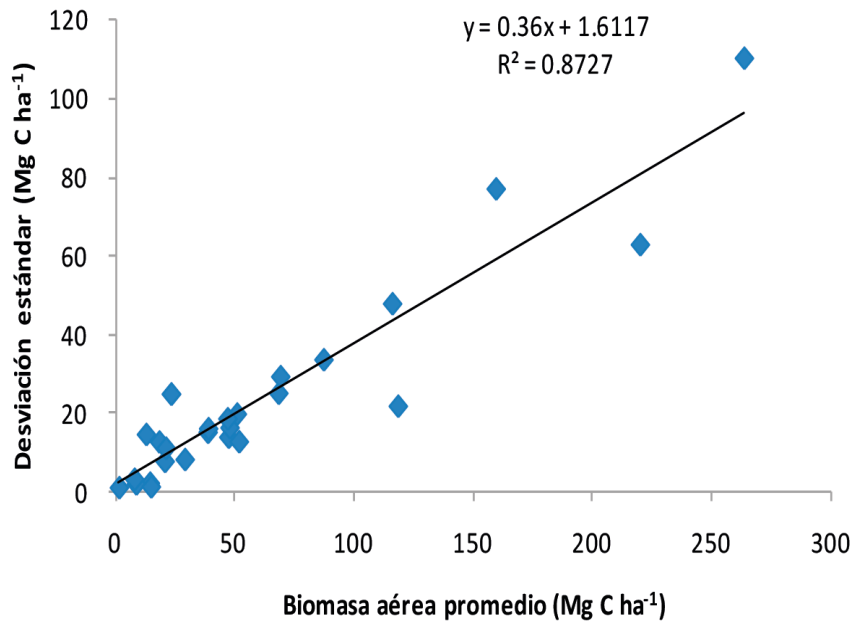


Figura 17. Relación entre el promedio de carbono de la biomasa aérea y su desviación estándar.

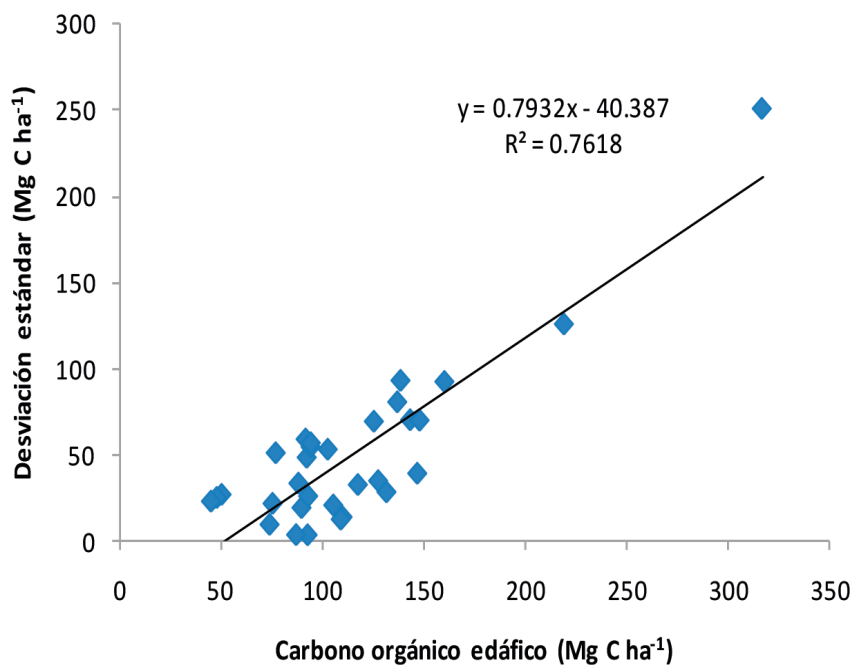


Figura 18. Relación entre el carbono orgánico edáfico promedio y su desviación estándar.

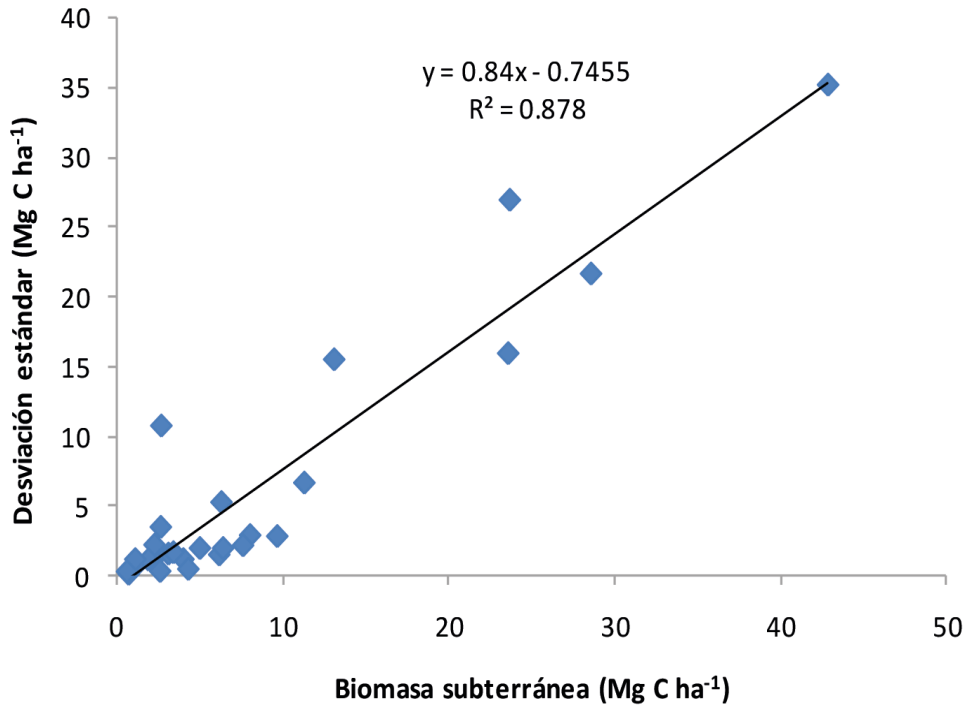


Figura 19. Relación entre el carbono de la biomasa subterránea y su desviación estándar.

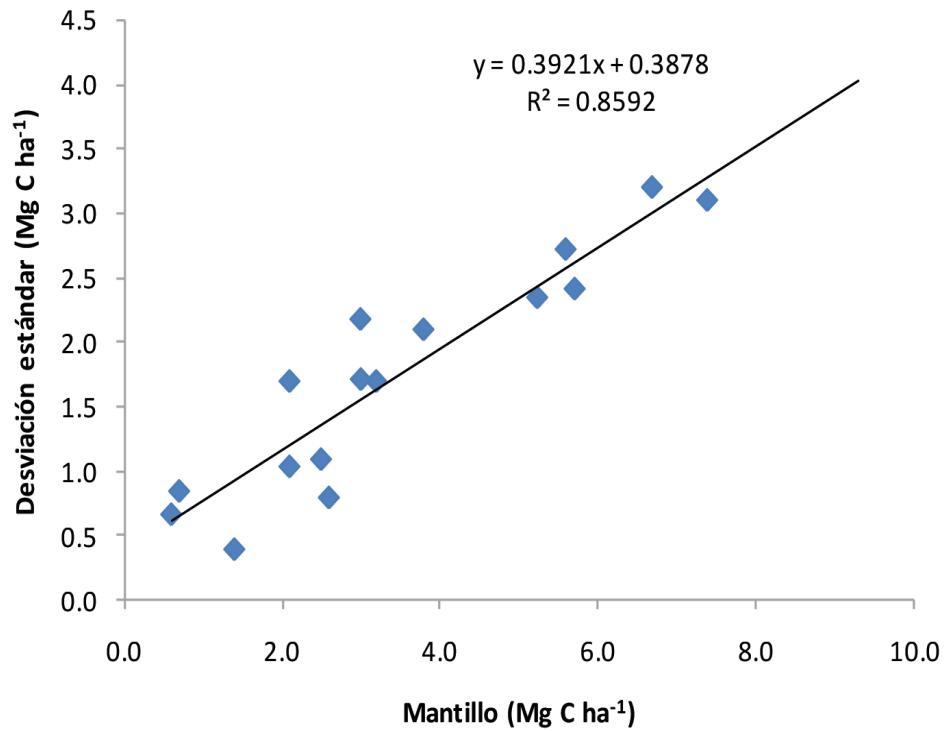


Figura 20. Relación entre el carbono del mantillo y su desviación estándar.

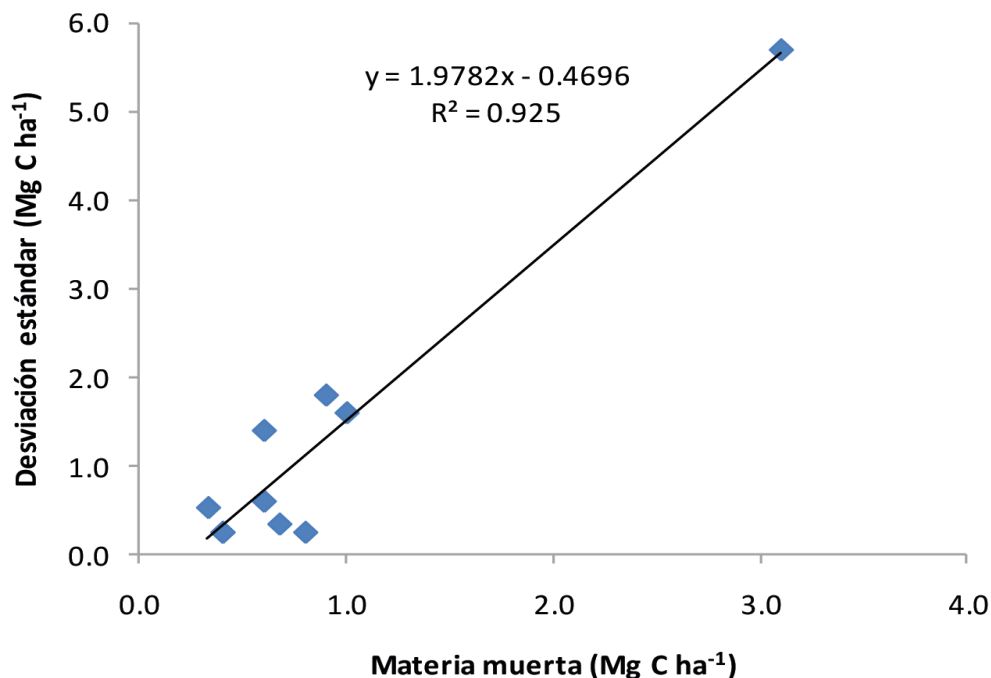


Figura 21. Relación entre el carbono de la materia orgánica muerta y su desviación estándar.

Las matrices de estados y transiciones asociadas a los almacenes de carbono se muestran en los Anexos 2 a 10 (Anexo 2: Selva Maya; Anexo 3: Selva Zoque; Anexo 4: Franja Costera; Anexo 5: Llanura Costera; Anexo 6: Soconusco; Anexo 7: Depresión Central; Anexo 8: Montañas del Norte; Anexo 9: Los Altos; Anexo 10: Sierra Madre). En cada anexo se muestran cinco matrices, una por almacén de carbono. Las matrices de tiempos de paso y tasas de cambio anual se presentan en los anexos 11 a 19.

CONSIDERACIONES FINALES

Tanto los modelos propuestos, como las matrices de carbono y tiempos de paso, constituyen primeras aproximaciones que deberán ajustarse de acuerdo con la disponibilidad de información más precisa, generada en inventarios como los estatales, así como en monitoreos forestales comunitarios. Además, la investigación que se genere sobre nuevas prácticas de manejo y usos del suelo que favorezcan un aprovechamiento sostenible de los recursos, podrá incorporarse a estos modelos.

Uno de los grandes retos que existen es el uso de información de clases de uso del suelo y vegetación sensu INEGI, que no permiten el mapeo de actividades a escala local, por lo que la aplicación de los MET tiene incertidumbre asociada a las estimaciones de carbono.

ANEXOS

En seguimiento a la política del Programa Mexicano del Carbono de libre acceso a las bases de datos asociadas al ciclo del carbono y sus interacciones, así como en soporte de las síntesis nacionales del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres y acuáticos, los anexos de este trabajo están disponibles en http://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, J. A. 2008. Crecimiento de árboles maderables y evaluación del ataque de *Hypsipyla grandella* en sistemas agroforestales en Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Aguilar, V. H. 2007. Captura de carbono y evaluación de pasturas en sistemas de monocultivo y silvopastoriles en Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Aguirre, C. M. 2008. SERVICIOS AMBIENTALES: Captura de carbono en sistemas de café bajo sombra en Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.

- Alvarado, J. C. 2007. Sistemas de producción de café y su impacto en la calidad del suelo en la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis de Maestría. UNACH. Villaflores, Chiapas.
- Barkin, D. 1991. Un desarrollo distorsionado: la integración de México a la economía mundial. Siglo Veintiuno Editores. México D.F.
- Bolom Ton, F. 2000. Estructura de la vegetación arbórea en un gradiente de disturbio de comunidades del bosque mesófilo de las montañas del norte de Chiapas. Tesis de licenciatura. UNICACH. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Breedlove, D. E. 1981. Flora of Chiapas. Part I. Introduction to the flora of Chiapas. California Academy of Sciences. San Francisco, California.
- Caamal, J. M. 2008. Cuantificación del carbono orgánico del suelo en sistemas agroforestales del estado de Chiapas. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Chiná. Campeche, Campeche.
- Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer and G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Castillo, M. A., A. Hellier, R. Tipper and B. H. J. de Jong. 2007. Carbon emissions from land-use change: an analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies* 12:1213-1235.
- Castillo, M. A., B. H. J. de Jong, V. Maldonado, F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz y G. Jiménez. 2010. Modelo de deforestación para el estado de Chiapas. Informe final de consultoría para Conservation International. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Castillo, M. A., S. Quechulpa, M. A. Hernández y E. Esquivel. 2009. Estudio de factibilidad para implementar proyectos forestales de captura de carbono en la comunidad zona Lacandona. Informe final de consultoría para Conservation International. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Celedon, 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 de Maestría. UNAM. México D.F.
- CONAFOR. 2008. Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos. HU [http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/apoyosc/proarbol/Convocatoria2008/Anexos_Tecnicos/PSA/TDR5.1_Hidrologicos.pdf?=%20\\$root%20?%3E/docs/secciones/apoyosc/proarbol/Convocatoria2008/Anexos_Tecnicos/PSA/TDR5.1_Hidrologicos.pdf](http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/apoyosc/proarbol/Convocatoria2008/Anexos_Tecnicos/PSA/TDR5.1_Hidrologicos.pdf?=%20$root%20?%3E/docs/secciones/apoyosc/proarbol/Convocatoria2008/Anexos_Tecnicos/PSA/TDR5.1_Hidrologicos.pdf) (Consultado: Octubre 21, 2009).
- CONANP. 2001. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote. CONANP. Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas.
- Concha, J. Y., J. C. Alegre y V. Pocomucha. 2007. Determinación de las reservas de carbono en la biomasa aérea de sistemas agroforestales de *Theobroma cacao* L. en el Departamento de San Martín, Perú. *Ecología Aplicada*:75-82.
- Cortina, H. C. 2007. Usos del suelo y deforestación en Los Altos de Chiapas. Tesis doctoral. UNAM. México D.F.
- Cortina, S. 2006. Survival of the forests and the common property in the highlands of Chiapas, Mexico. The 11th Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property, Bali, Indonesia. http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00001867/00/Cortina_Sergio.pdf (Consultado: Octubre 28, 2019).
- Covalada, S. 2008. Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. Palencia, España.
- Covalada, S., F. Paz, J. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar (Sio-Sid) /(Alo-Ald). Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Guanajuato, México.
- Danielsen, F., H. Beukema, N.D. Burgess, F. Parish, C. Bruhl, P.F. Donandl, D. Murdiyarsa, B. Phalan, L. Reijnders, M. Struebig and E.B. Fitzherbert. 2009. Biofuel plantations on forested lands: Double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology* 23:348-358.
- de Jong, B. H. J. 2000. Forestry for mitigating the greenhouse effect: An Ecological and Economic Assessment of the Potential of Land Use to Mitigate CO₂ Emissions in the Highlands of Chiapas, Mexico. Tesis doctoral. Wageningen Universiteit. Wageningen, Holanda.
- de Jong, B., F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz, G. Jiménez y M. A. Castillo. 2010. 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. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- de Jong, B. H. J., S. Ochoa, M. 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.
- 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.

- Delgadillo, M. y S. Quechulpa. 2007. Inventario de carbono y caracterización de tres sistemas agroforestales en localidades de los municipios salto de agua, Chilón y Comitán del estado de Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Duarte, A. F. 2010. Manejo forestal comunitario y biodiversidad en Los Altos de Chiapas. Tesis de Maestría. ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Esquivel, E. 2005. Uso de suelo y almacenamiento de carbono en dos comunidades del municipio de Marqués de Comillas, Chiapas. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional.
- Flamenco, A., M. Martínez and O. Masera. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation* 138:131-145.
- Galindo, L., M. González, P. F. Quintana and L. E. García. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology* 162:259-272.
- Gobierno de la República. 2015. Contribución Prevista y Determinada a Nivel Nacional de México. México
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz, S. C. Holz, J. M. Rey-Benayas y M. R. Parra-Vásquez. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:11-23.
- González, M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del Estado de Chiapas, México. Tesis de Maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Gottingen, C. V. 2005. The potential of oil palm and forest plantations for carbon sequestration on degraded land in Indonesia. *Ecology and Development Series* 28.
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy?** *Selbyana* 19:34-43
- Guillén, V. J. G., G. Jiménez, J. Nahed y M.L. Soto. 2000. Ganadería indígena en el norte de Chiapas. pp. 210-223. En: L. Hernández (ed). *Historial Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología, A.C.
- Gullison, R. E. y S. P. Hubell. 1992. Regeneración natural de la mara (*Swietenia macrophylla*) en el bosque Chimanes, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 19:43-56.
- Hernández, J. 2010. Secuestro de carbono en acahuals en fase de regeneración y en pastizales cultivados en la zona de influencia del Parque Nacional Palenque. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- INE-SEMARNAP. 1998. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera El Triunfo. INE. México D.F.
- INE-SEMARNAP. 1999a. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera La Sepultura. INE. México D.F.
- INE-SEMARNAP. 1999b. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera La Encrucijada. INE. México D.F.
- INE-SEMARNAP. 2000. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, México. INE. México D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática)-CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad)-INE (Instituto Nacional de Ecología). 2008. Ecorregiones Terrestres de México. 1:1,000,000. México.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Jiménez, G., L. Soto y B. H. J. de Jong. 2010. Sistemas agroforestales y captura de carbono (CO₂) en la región norte de Chiapas, México. ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. Documento no publicado.
- Levy S. I., J. R. Aguirre, M. M. Martínez y A. Durán. 2002. Caracterización del uso tradicional de la flora espontánea en la comunidad lacandona de Lacanhá, Chiapas, México. *Interciencia* 27:512-520.
- López, M., G. Jiménez, B. de Jong, S. Ochoa y J. Nahed. 2001. El sistema ganadero de montaña en la región Norte-tzotzil, Chiapas México. *Veterinaria México* 32:93-102.
- Martínez, G. C. 2009. Análisis de cambio de uso de suelo en zonas cafetaleras de Jitotol y Cacahoatán, Chiapas. Tesis de licenciatura. UNAM. México D.F.
- Marinidou, E. 2009. Estimación del aporte de la cobertura arbórea a la regulación climática y la conservación de la biodiversidad: diseño y aplicación de una metodología en Chiapas, México. Tesis de maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- 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. *Forest Ecology and Management* 177:191-206.
- Merino, L. 1997. El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad. CRIM-UNAM, SEMARNAP y el Consejo Mexicano para la Silvicultura Sostenible. World Resources Institute, Washington, DC. 186 p.
- Monroy, A. 2009. Impacto de sistemas agroforestales sobre el suelo y potencial de regeneración de la vegetación en Chiapas, México. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.

- Morales, T. A. 2010. Carbono en sistemas ganaderos en un paisaje de conservación REBIMA Chiapas, México. Tesis de maestría. ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Nair, P. K. R. 1997. Agroforestería. Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Ochoa, S. 2000. El proceso de fragmentación de los bosques en los altos de Chiapas y su efecto sobre la diversidad florística. Tesis doctoral. UNAM. México D.F.
- Ordoñez, J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover. *Forest Ecology and Management* 225:2074-2084.
- Orihuela, E. 2010. Dinámica de carbono en la selva de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote en el estado de Chiapas. Tesis doctoral en proceso. ECOSUE. Villahermosa, Tabasco.
- Paz, F. 2009. Proyecto Piloto “Una REDD para Chiapas” (Bases Metodológicas y Estrategias de Implementación). Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- Paz, F., C. O. Cruz, J. A. Argumedo, M. I. Marín y J. Etchevers. 2010. Documento de referencia del carbono orgánico en el suelo (COS), en el Estado de Chiapas. Anexo 2 del Informe final consultoría para Conservación Internacional México A.C. 37 p. http://www.pmccarbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- 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. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 95:481-493.
- Ramos, S. G. 2006. Dinámica de la fijación de fósforo y la inhibición de ésta por mejoradores biofísicoquímicos en suelos cafetaleros del Soconusco, Estado de Chiapas.
- Redondo, A. and F. Montagnini. 2006. Growth, productivity, aboveground biomass, and carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Caribbean lowlands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 232:168-178.
- Rendón, N. 2007. Resultados de monitoreo rápido en las fincas Santa Cruz y Las Nubes. Documento inédito elaborado para La Productora de Cafés Orgánicos de Santa Cruz y Las Nubes.
- Rendón, N. 2009. Informe técnico de línea base en carbono de bosques de transición del ejido Capitán Luis A. Vidal (municipio de Siltepec, Chiapas, México). Informe final de consultoría para el FONCET.
- Reynoso, R. 2005. Estructura, composición florística y diversidad del bosque y cafetales de la reserva de la biósfera el Triunfo, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. UNICACH. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Rico, L. 2008. Análisis de un proyecto de integración de conservación y desarrollo en la reserva de la biósfera de La Sepultura (Chiapas, México). Memoria de diploma de estudios avanzados. Universidad Autónoma de Madrid, España.
- Rojas, J. 2009. Manifestación de impacto ambiental para el establecimiento de: Unidad de manejo para conservación y rehabilitación de los manglares y del ejido Conquista Campesina, Tapachula de Córdoba Ordoñez, Chiapas. PRONATURA-SUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Romero, E. I. 2006. Estructura y composición de los bosques de manglar en el sistema lagunar Carretas-Pereyra, Reserva de la Biósfera La Encrucijada, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. UNICACH. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Romero, Y. 2000. Efecto del tipo de sombra sobre el rendimiento de café, nutrientes del suelo y temperatura ambiental en Chiapas, México. Tesis de Maestría. Ecosur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Roncal, S., L. Soto, J. Castellanos, N. Ramírez y B. H. J. de Jong. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33:202-206.
- Salgado, M. G., G. Ibarra, J. E. Macías y O. López. 2007. Diversidad arbórea en cacaoatales del Soconusco, Chiapas, México. *Interciencia* 32:763-768.
- Sánchez, V. J. y G. R. Jarquín (Eds.) 2004. La Frontera Sur. Reflexiones sobre el Soconusco, Chiapas, y sus Problemas Ambientales, Poblacionales y Productivos. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México
- SEMARNAP. 2012. Bases para una estrategia de desarrollo bajo en emisiones. INECC-SEMARNAT. D. F., México.
- Soto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jiménez and B. H. J de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 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.
- Taylor, N. E. 2010. Diversidad de la vegetación arbórea en la Depresión Central de Chiapas. Tesis de licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla.
- Tinoco, J. A. 2010. Ordenamiento agroforestal y evaluación de servicios ambientales: estrategias para la mitigación y adaptación al cambio climático en el sureste mexicano. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco.
- UNFCCC. 2014. La convención del cambio climático. Recuperado de http://unfccc.int/porta1_espanol/informacion_basica/la_convencion/items/6196.php. (Consultado: Diciembre 13, 2014).
- UNFCCC. 2015a. The Kyoto Protocol. 10th Anniversary, Timely Reminder Climate Agreements Work. Recuperado de <http://>

newsroom.unfccc.int/unfccc-newsroom/kyoto-protocol-10th-anniversary-timely-reminder-climate-agreements-work/#downloads. (Consultado: Diciembre 23, 2015).

UNFCCC. 2015b. The Paris Agreement. Recuperado de http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php. (Consultado: Diciembre 23, 2015).

UNFCCC. 2016. Key decisions relevant for reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries (REDD+). Decision Booklet REDD+. Recuperado de http://unfccc.int/land_use_and_climate_change/lulucf/items/6917.php. (Consultado: Noviembre 21, 2016)

Valero, J. 2010. *Jatropha curcas* para la producción de biodiesel en Chiapas: agricultores participantes, tierras empleadas y sustitución de cultivos. Tesis de maestría. ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

IMPLEMENTACIÓN MULTI-ESCALA DEL MECANISMO REDD+: UNA PRUEBA DE CONCEPTO EN CHIAPAS, MÉXICO

MULTI-SCALE IMPLEMENTATION OF THE REDD + MECHANISM: A PROOF OF CONCEPT IN CHIAPAS, MEXICO

Fernando Paz^{1†}, Ben de Jong², Ma. Isabel Marín³, Fernando Ibarra³, Marisol Reyes³, Fermín Pascual³ y Edgardo Medrano³

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México, México

² Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México

³ Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México

† Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

La implementación de mecanismos REDD+ a escala local y nacional requiere de sistemas MRV (medición/ monitoreo, reporte y verificación) en términos multi-escala, construidos de “abajo hacia arriba”, si la intención es representar la escala local, donde se dan las acciones hacia los objetivos de REDD+. La implementación de abajo hacia arriba fue analizada en el estado de Chiapas, para analizar la viabilidad del mecanismo y detectar problemas o vacíos, para orientar los desarrollos a futuro. A través del uso de información de sensores (satélite Landsat), con resolución temporal de 30 m, se generaron las clases Bosque, No Bosque y Bosque Degradado a nivel estatal y se mapearon estas clases a las series del INEGI para el periodo 1992-2010. Los factores de emisión (densidades de carbono) fueron obtenidos de los inventarios de la CONAFOR e INEGI, para caracterizar los almacenes de carbono (biomasa viva y suelo) a nivel de todos los predios en el estado, para después integrarlos a escala de municipios, subcuencas y estado. Los escenarios de referencia multi-escala permiten integrar en forma armónica acciones locales con la planeación estatal y nacional, lo que identifica actores intervinientes en el logro de las metas de REDD+ y permite su implementación operacional progresiva, para ir reduciendo las incertidumbres asociadas a la disponibilidad de información.

Palabras Clave: *almacenes de carbono; clases de bosques; patrones dinámicos; imágenes Landsat; escenarios multi-escala.*

ABSTRACT

The implementation of REDD + mechanisms at the local and national scale requires MRV systems (measurement / monitoring, reporting and verification) in multi-scale terms, built from “bottom up”, if the intention is to represent the local scale, where the actions are made towards REDD + objectives. The bottom-up implementation was piloted in the state of Chiapas, to analyze the viability of the mechanism and detect problems or gaps, to guide future developments. Through the use of information from remote sensing (Landsat satellite), with a temporal resolution of 30 m, the classes Forest, Non-Forest and Degraded Forest were generated at the state level and these classes were mapped to the INEGI series for the period 1992-2010. The emission factors (carbon densities) were obtained from the CONAFOR and INEGI inventories, to characterize the carbon stocks (living biomass and soil) at the level of all the properties in the state, to later integrate them at the municipal, sub-basins and state level. The multi-scale reference scenarios allow harmonious integration of local actions with state and national planning, identifying actors involved in the achievement of REDD + goals and allowing their progressive operational implementation, to reduce the uncertainties associated with the availability of information.

Index words: *carbon stocks, forest classes, dynamic patterns, multiscale escenarios*

INTRODUCCIÓN

El mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal evitada, más (+) la conservación de los almacenes de carbono, el incremento de éstos y el manejo forestal sustentable, denominado REDD+ (UNFCC, 2016), ha sido promovido en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático o CMNUCC (UNFCC, 2014). Actualmente, el Acuerdo de París (UNFCC, 2015) ha dejado de lado el mecanismo REDD+, aunque las negociaciones en la CMNUCC continúan con relación al tema. Aunque el tema REDD+ fue planteado para considerar solo el sector forestal, las propuestas más recientes plantean una visión más integral del territorio y usos del suelo no forestales (*i.e.* Soluciones Climáticas Naturales; Griscom *et al.*, 2017). El mecanismo REDD+, a pesar de su popularidad inicial, ha tenido grandes retos en los intentos de implementación (Kohl *et al.*, 2009; Angelsen *et al.*, 2018), además plantea la necesidad de reconsiderar algunas acciones emprendidas y consolidar las que han facilitado su operación basada en resultados.

En México se han realizado inventarios de gases efecto invernadero (GEI) del sector Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura, USCUS, (de Jong *et al.*, 2006; IPCC, 1996) y del Sector Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo, AFOLU, por sus siglas en inglés (de Jong *et al.*, 2009, 2010a; IPCC, 2003, 2006) que permiten realizar avances hacia las metas de REDD+; aunque actualmente hay debate sobre las actualizaciones de los inventarios nacionales de gases efecto invernadero (de Jong *et al.*, 2019; Paz *et al.*, 2019a).

El Programa Mexicano del Carbono (PMC), desde el 2008 ha trabajado en el mecanismo REDD+ y su implementación a escala local utilizando como piloto el estado de Chiapas. De las acciones realizadas, se desarrolló una prueba de concepto de la implementación de “abajo hacia arriba” de REDD+ desde la escala de predios a la estatal, armonizando las escalas para poder anidarse con los enfoques a escala nacional. Los resultados de este trabajo fueron presentados en la COP 16 de Cancún 2010 y no fueron publicados. El enfoque local analizado por el PMC planteó una visión de todos los usos del suelo, no solo el forestal (Paz, 2012) desde su concepción, para tener una visión fundamentada en territorios y no en sectores administrativos.

El desarrollo de escenarios de referencia, así como el proceso de medición/monitoreo, reporte y verificación

(MRV), se han identificado como elementos centrales de cualquier estrategia REDD+ y de los inventarios de emisiones GEI para las comunicaciones nacionales ante la CMNUCC o planes de acción ante el cambio climático estatales y municipales. En México se considera que los sistemas y protocolos de MRV deben ser nacionales, pero lo suficientemente flexibles para incorporar actividades subnacionales y locales dentro de una estrategia coherente, para permitir la presentación de los reportes de manera consistente y transparente. Al implementar iniciativas REDD+, el enfoque de la contabilidad de emisiones a nivel nacional permite considerar la mayor parte de las fugas en forma explícita, si bien la capacidad de planeación y manejo regional y del paisaje es principalmente subnacional y la implementación de acciones ocurre localmente. La compatibilidad y consistencia entre escalas y actores (gobiernos nacionales, estatales y municipales, organizaciones de la sociedad civil, la academia, organizaciones de productores, comunidades, etc.) son elementos esenciales de un sistema transparente y confiable. Entre las escalas espaciales subnacionales relevantes están los estados, los municipios, las comunidades locales y los propietarios privados.

En este trabajo se presenta la metodología establecida por el PMC en el estado de Chiapas en 2008, como prueba de concepto piloto en la implementación operacional de REDD+. Se presenta la versión conservadora la metodología y las consideraciones en los diferentes pasos y procesos realizados que, en todo caso, puede ser perfectible en función de la información adicional disponible. La metodología PMC utiliza al predio catastral (propiedad privada o social) como la unidad mínima fundamental para generar los escenarios de referencia (ER) en términos netos de emisiones / remociones, ya que a esa escala local ocurren las estrategias de intervención (acciones) y se logra la integración vertical (“de abajo hacia arriba”), para garantizar su armonización con otras escalas de intervención (ER regionales) como lo plantea REDD+.

ENFOQUES DE IMPLEMENTACIÓN DEL MECANISMO REDD+

La implementación operacional del mecanismo REDD+ en México ha sido planteada recientemente como un enfoque de “arriba hacia abajo” (CONAFOR, 2017), con diferentes argumentos, entre los que destaca la limitación de conocer a los “dueños” de acciones locales de deforestación y degradación forestal evitada

(Balderas-Torres y Skutsch, 2012). Así, con el uso de información a escala nacional, tipo mapas de uso del suelo y vegetación o USyV del INEGI (1997), las actividades locales quedan englobadas en grandes polígonos de USyV, lo cual representa un problema debido a la incapacidad de diferenciar acciones particulares de los dueños y poseedores legales de la tenencia de la tierra. El mecanismo REDD+ establece que la contabilidad de las emisiones de GEI debe ser

nacional, aunque el enfoque subnacional es permitido (UNFCCC, 2016).

Los requerimientos de armonización de escalas de contabilidad y de distribución de beneficios plantean escalar los almacenes y flujos de carbono desde el nivel de predios (parcelas en los ejidos y comunidades) hacia nuevos niveles de agregación (*i.e.* áreas geoestadísticas básicas, municipios, regiones, subcuencas hidrológicas, estados, país), Figura 1.



Figura 1. Enfoques de implementación tipo abajo hacia arriba y de arriba hacia abajo en de REDD+.

El enfoque nacional o *de arriba hacia abajo* no permite desagregar información, a diferencia el enfoque local o *de abajo hacia arriba*. El reto en la implementación de REDD+ para una perspectiva de los productores (los que ejecutan las acciones locales y cuidan sus recursos), requiere analizar su viabilidad técnica y operacional, lo cual es discutido en lo siguiente como una prueba de concepto para el estado de Chiapas. En general, de acuerdo a las guías y lineamientos del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático o IPCC (2003, 2006), la estimación de las emisiones de GEI consta de datos de actividad (mapas de USyV) y factores de emisión (densidades de carbono). En el caso de los mapas de actividad, la información disponible en el país está a escala 1:250 000 (INEGI, 1997, 2009), la cual es demasiado gruesa para la implementación local de REDD+. Dada esta restricción es necesario acoplar la información nacional a las actividades locales *sensu* INEGI.

ESTIMACIÓN MULTI-TEMPORAL DE DATOS DE ACTIVIDAD

En este apartado se describe el procedimiento empleado para la elaboración de mapas anuales de deforestación y degradación forestal para el periodo 1992-2010. Los detalles del procedimiento se reportan

en Paz *et al.* (2010b), quien obtuvo mapas de cobertura del suelo únicamente para los años: 1990, 1995, 2000, 2005, 2007 y 2009. Los mapas se generaron a partir de imágenes satelitales y un clasificador genérico de objetos. Los mapas de clases constituyen el insumo base para la elaboración de los mapas de deforestación y degradación forestal. A continuación, se describen las características de los insumos empleados. Posteriormente se detallan los pasos del procesamiento de los insumos, hasta la obtención de los productos de datos de actividad. La documentación a mayor detalle puede ser encontrada en Paz (2010) y Paz *et al.* (2010c y 2012).

Descripción de Insumos

Para la integración de los mapas se emplearon imágenes LANDSAT de los sensores TM y ETM+. En la Figura 2 se muestran las escenas (*path-row*) que cubren el estado de Chiapas. Las imágenes se obtuvieron desde el sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), cuya dirección es: <http://landsat.usgs.gov>. Se descargó el registro completo de imágenes disponibles para el periodo de estudio (1992–2010), con remuestreo a 30 m (reflectancias) con el método de convolución cúbica. La proyección fue UTM (Universal Transverse Mercator) con datum WGS84.

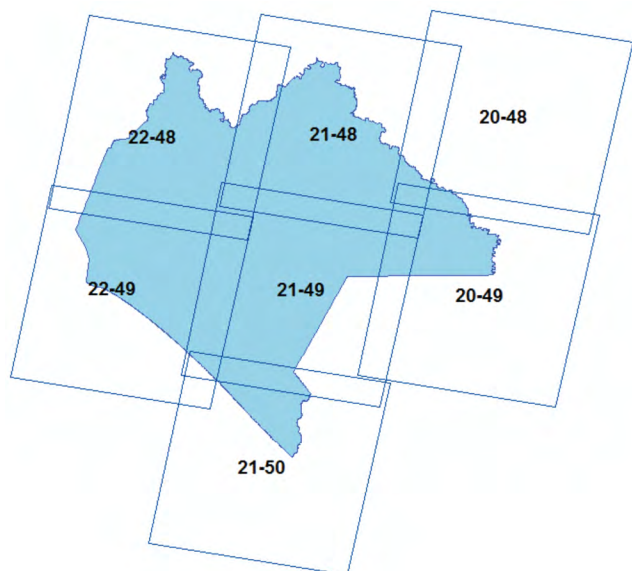


Figura 2. Escenas LANDSAT con cobertura en el estado de Chiapas.

El procedimiento de imágenes se realizó con el Sistema de Procesamiento de Imágenes Satelitales (SPIAS), desarrollado por Medrano *et al.* (2011 y 2014) para generar insumos base para la implementación de esquemas como REDD+ y su MRV.

El software SPIAS fue conceptualizado para procesar información con diferente resolución (espacial, espectral y temporal) proporcionada por sensores como AVHRR, MODIS, TM y ETM+; entre otros. Para el caso específico de los sensores TM y ETM+ (imágenes LANDSAT), SPIAS utiliza módulos orientados a compensar los efectos que tienen la atmósfera, la geometría de iluminación y el relieve topográfico; esto debido a que el insumo son imágenes que al ser adquiridas ya cuentan con cierto nivel de procesamiento (1T, 1Gt o 1G, entre otros) y, por lo tanto, ya vienen georeferenciadas y proyectadas. La línea de proceso que sigue el SPIAS con imágenes LANDSAT es: 1. Lectura de imágenes, 2. Corrección topográfica, 3. Calibración, 4. Clasificación de objetos, 5. Corrección atmosférica y 6. Corrección de BRDF.

Los módulos del SPIAS utilizado fueron:

Módulo 1: Lectura de imágenes. Las imágenes LANDSAT (con formato.tar.gz) se descomprimen y se leen por el sistema.

Módulo 2: Corrección topográfica. Consiste en la corrección de los valores de la imagen, por la distorsión que ocasiona el efecto de sombreado debido al relieve. En el caso del presente trabajo no se aplicó esta corrección, ya que el módulo de BRDF aproxima esta corrección.

Módulo 3: Calibración. Los números digitales, asociados a la información espectral captada por las distintas bandas, son convertidos a radianzas y posteriormente a reflectancias o brillantez térmica. Los coeficientes proporcionados en los metadatos de la imagen ya consideran la degradación del sensor.

Módulo 4: Clasificación genérica. En esta etapa se utiliza un algoritmo de clasificación en forma de árbol de decisión (Figura 3) desarrollado por Palacios *et al.* (2006), el cual se basa en la identificación de los patrones exhibidos por las firmas espectrales de los objetos discernibles en una imagen LANDSAT para clasificarlos en 14 clases genéricas (Cuadro 1).

Módulo 5: Corrección atmosférica. Esta corrección se realiza utilizando un algoritmo con las siguientes características (Palacios *et al.*, 2018): (a) Se basa en la correlación existente entre la reflectancia de la banda centrada en 2.2 micrómetros (banda 7) y la banda centrada en 0.485 micrómetros (banda 1). La ordenada al origen de la regresión entre la banda 7 y la banda 1 es un estimador de la reflectancia de trayectoria en la banda 1. (b) Con la reflectancia de trayectoria en la banda 1, se selecciona el modelo de atmósfera y el modelo de aerosol, se estima el espesor óptico de los aerosoles centrado en 0.55 micrómetros. (c) El desarrollo del algoritmo se apoyó en el acoplamiento de varios modelos de simulación y bibliotecas de datos espectrales para la representación del sistema óptico suelo – planta – atmósfera.

Módulo 6: Corrector BRDF. Este módulo realiza la estandarización de la geometría de iluminación para todos los píxeles en una escena, utilizando la Función de Distribución de la reflectancia Bidireccional (BRDF). La BRDF describe como varía la señal captada por el sensor en función de los ángulos (cenitales y acimutales) de visión y de iluminación. El modelo utilizado se desarrolló por el Colegio de Postgraduados (Bolaños *et al.*, 2010; Cano *et al.*, 2018; Paz *et al.*, 2018) y su principal ventaja es que depende un solo parámetro, por lo que se puede caracterizar con solo una medición.

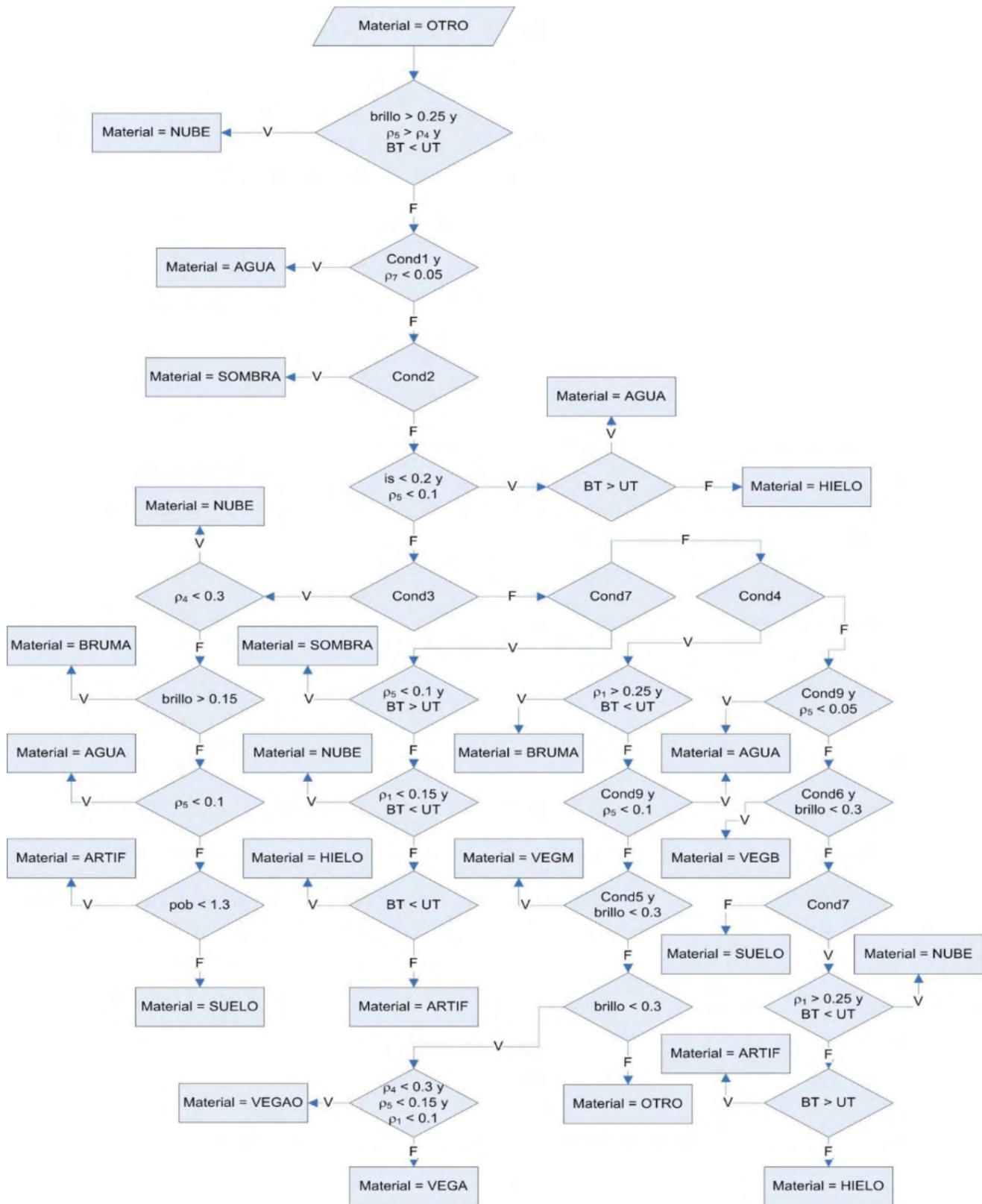


Figura 3. Algoritmo de clasificación de objetos.

Cuadro 1. Clases genéricas del algoritmo de clasificación de objetos.

Código	Clase	Descripción
1	Sombra	Sombras proyectadas por nubes y relieve topográfico
2	Nube	Nubes densas
3	Bruma	Calina, neblina y nubes poco densas
4	Hielo	Glaciares y nieve
5	Agua	Cuerpos de agua
6	Artificial/Arena	Poblaciones y suelos arenosos oscuros
7	Suelo desnudo claro	Suelos lateríticos y dominados por hierro
8	Suelo desnudo medio	Suelos de textura moderadamente gruesa
9	Suelo desnudo oscuro	Suelo con mayor contenido de materia orgánica
10	Vegetación baja cobertura	Vegetación con baja cobertura del suelo
11	Vegetación media cobertura	Vegetación con mediana cobertura del suelo
12	Vegetación alta cobertura	Vegetación con alta cobertura del suelo
13	Vegetación oscura (densa)	Vegetación oscura (bosques, pantanos)
14	Otros o sin información	Todo valor que no corresponde a las anteriores

Elaboración de mapas anuales de clases de cobertura del suelo

Del procesamiento de imágenes con el SPIAS se obtuvieron imágenes de clases genéricas de objetos, para ello el sistema utiliza un clasificador genérico que fue desarrollado por Palacios *et al.* (2006).

Las imágenes de clases genéricas se utilizaron para elaborar mapas anuales de “clases de cobertura del suelo”, con los pasos que se describen a continuación.

Primero, las categorías obtenidas en las imágenes de clases genéricas se reclasificaron como se indica en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Reclasificación de las categorías en las imágenes de clases genéricas de objetos.

Clase inicial	Clase final	Descripción	Cobertura asociada
1, 2, 3, 4, 5, 6, 14	0	Sin información	No definida
7, 8, 9	1	Suelo desnudo	0-10%
10	2	Vegetación baja cobertura	10-30%
11	3	Vegetación media cobertura	30-60%
12	4	Vegetación alta cobertura	60-100%
13	5	Vegetación densa	100%

Con las imágenes resultantes de la reclasificación se construyeron mosaicos anuales con cobertura espacial en todo el estado de Chiapas. Para realizar este ejercicio se programó un algoritmo para analizar píxel a píxel, la información multi-temporal correspondiente a cada año de estudio y extraer el valor representativo de la serie de datos, atendiendo los siguientes criterios:

- a. En áreas de selva caducifolia (más del 75% de las plantas pierden sus hojas) y sub-caducifolia (entre el 50 y 75% de las plantas pierden sus hojas) se extrajo el valor de cobertura del suelo más alto disponible (fuera del periodo de pérdida del follaje).

- b. En áreas diferentes a selva perennifolia (más del 75% de las plantas conservan sus hojas) y sub-perennifolia (entre el 50 y 75% de las plantas conservan sus hojas), se extrajo el valor más bajo diferente de cero.

Para revisar la caducidad del follaje, se generaron mapas de caducidad (caducifolia, sub-caducifolia, sub-perennifolia y perennifolia) a partir de las series II, III y IV del INEGI (2007a, b y c, para todos los tipos de vegetación natural o perturbada en Chiapas. Estos mapas se muestran en la Figura 4. Con esta información fue posible minimizar los efectos de confusión para analizar el estado de los ecosistemas forestales en un determinado año, así como para seleccionar las imágenes satelitales más apropiadas para su uso.

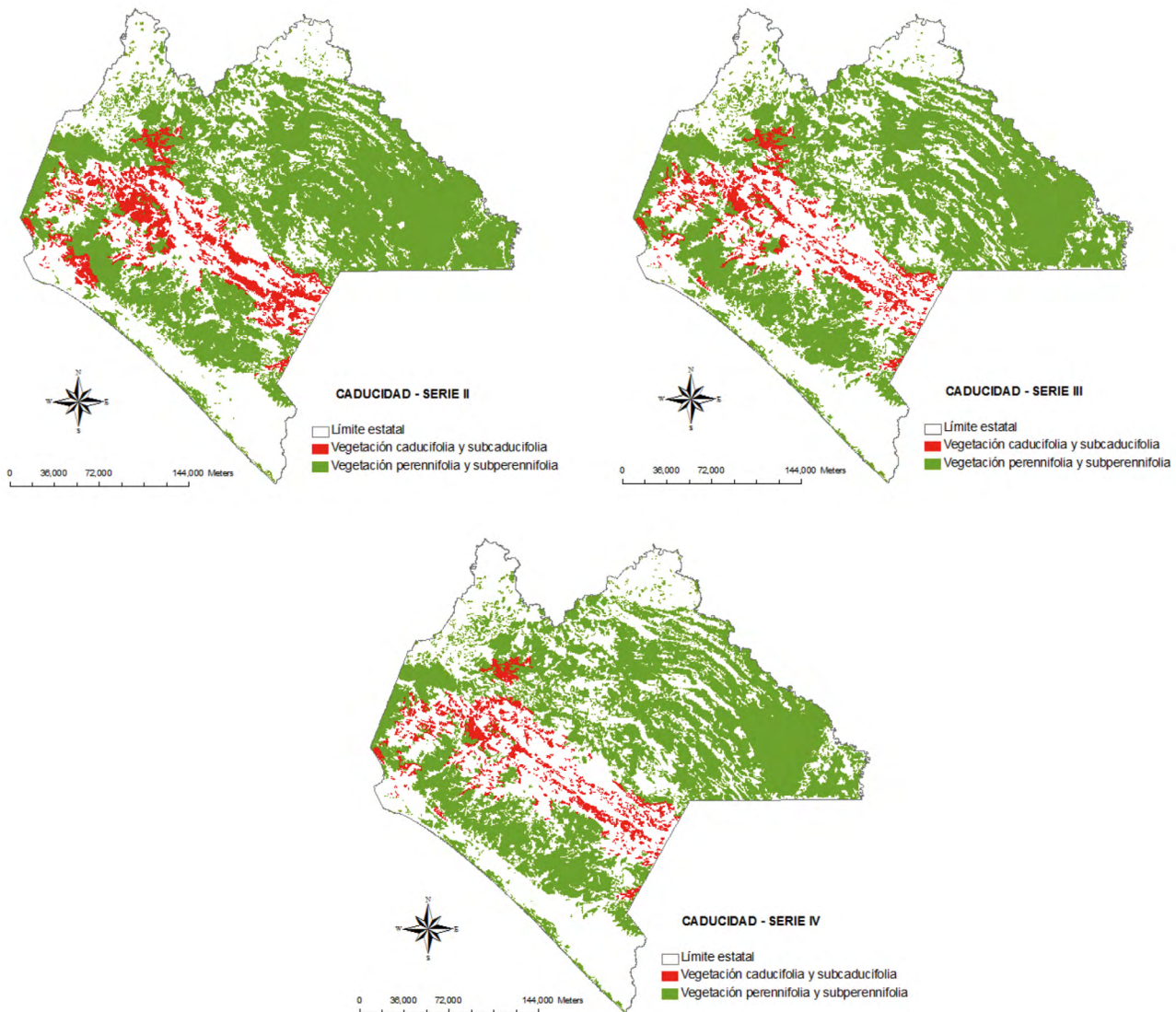


Figura 4. Mapas de caducidad del follaje en Chiapas.

Debido a que se considera el problema de caducidad es que se extrae el valor más alto en los píxeles correspondientes a vegetación caducifolia y sub-caducifolia. Si se extrajera el valor más bajo, estas áreas quedarían representadas con la clase suelo desnudo o baja cobertura. Un problema que prevalece aquí es la discriminación de cultivos, puesto que, al extraer el valor más alto, dicho valor corresponde con la etapa de máxima producción de follaje, quedando representado por las clases 4 o 5 (vegetación alta cobertura o vegetación densa). De este modo, los píxeles de cultivo no son diferenciables de los píxeles de selva caducifolia o sub-caducifolia.

En las áreas correspondientes a selva perennifolia y sub-perennifolia se extrajo el valor más bajo, lo que considera que de esta forma se podría evitar la confusión entre los píxeles de cultivos o pastizales y los píxeles de vegetación perennifolia y sub-perennifolia. Estos últimos conservan valores altos a lo largo del año, por lo que al realizar la extracción quedan representados

por las clases 4 o 5 (vegetación de alta cobertura o vegetación densa), en tanto que los píxeles de cultivos o pastizales quedan representados dentro de las clases 1 o 2 (suelo desnudo o vegetación de baja cobertura).

Los mapas de caducidad se emplearon según el año de proceso de la información, de este modo, se empleó el mapa de caducidad de la serie II para para analizar y extraer la información de cobertura del suelo en el periodo el periodo 1992-1999, el de la serie III para el periodo 2000-2004 y el de la serie IV para el periodo 2005-2010.

Como resultado de este proceso se obtuvieron mosaicos anuales de las “clases de cobertura del suelo” en Chiapas, éstos se recortaron al tamaño de la envolvente del estado para generar los mapas anuales. En la Figura 5 se muestra un acercamiento al mapa del año 1995, se puede verificar que las áreas de selva caducifolia (delineadas en color blanco) se encuentran representadas por los valores más altos de clases.

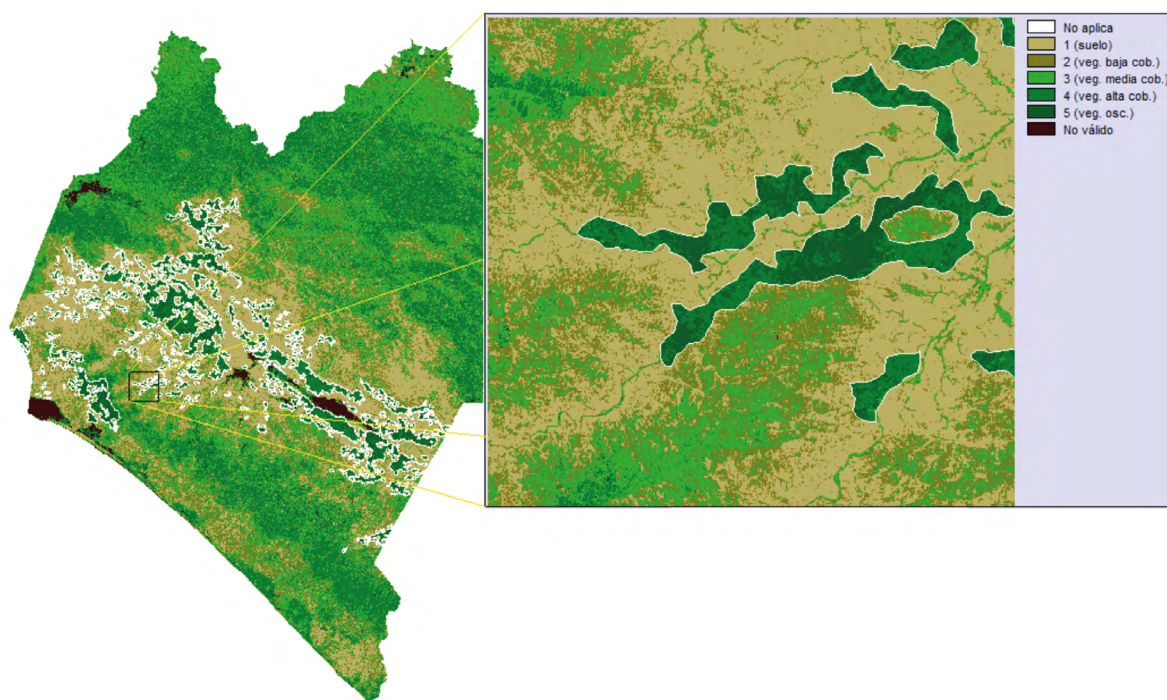


Figura 5. Verificación de la extracción de información en las áreas de selva caducifolia (año 1995).

Integración de mapas anuales de deforestación y degradación forestal

Al considerar los valores de la cobertura (%) asociada a las clases de cobertura del suelo del Cuadro 2, se definieron umbrales para generar los mapas

anuales de deforestación y degradación forestal, de la siguiente forma:

- No bosque: cobertura < 10%
- Bosque degradado: cobertura 10-30%

- Bosque: cobertura > 30%
- Sin información

La elección de los umbrales de cobertura para las categorías definidas fue basada en trabajos previos donde se analizaron diferentes opciones (Paz *et al.*, 2010b), donde los propuestos fueron los que obtuvieron una mejor confiabilidad en relación a puntos de control terrestres de validación (confiabilidad del 90% o mayor – ver más adelante). Los mapas de “clases de cobertura del suelo” en Chiapas se intersectaron con los polígonos de las categorías Bosque y No bosque derivados de las series II, III y IV de INEGI (Figura 6). La superficie

intersectada por la categoría No Bosque-INEGI no se revisó con base a la información de las clases de cobertura del suelo. La superficie intersectada por la categoría Bosque-INEGI fue revisada y modificada a No Bosque o Bosque Degradado o Bosque, de acuerdo con los umbrales de cobertura definidos previamente, esto se hizo para mantener una estimación conservadora de la superficie clasificada como “Bosque” en las imágenes de satélite. De este modo, la clase Bosque de las series del INEGI se tomó como verdadera y fue sujeta a revisión (cambio de la categoría bosque a otra de menor cobertura). La clase No bosque-INEGI se mantuvo igual, por lo que no se consideraron procesos de regeneración de la vegetación.

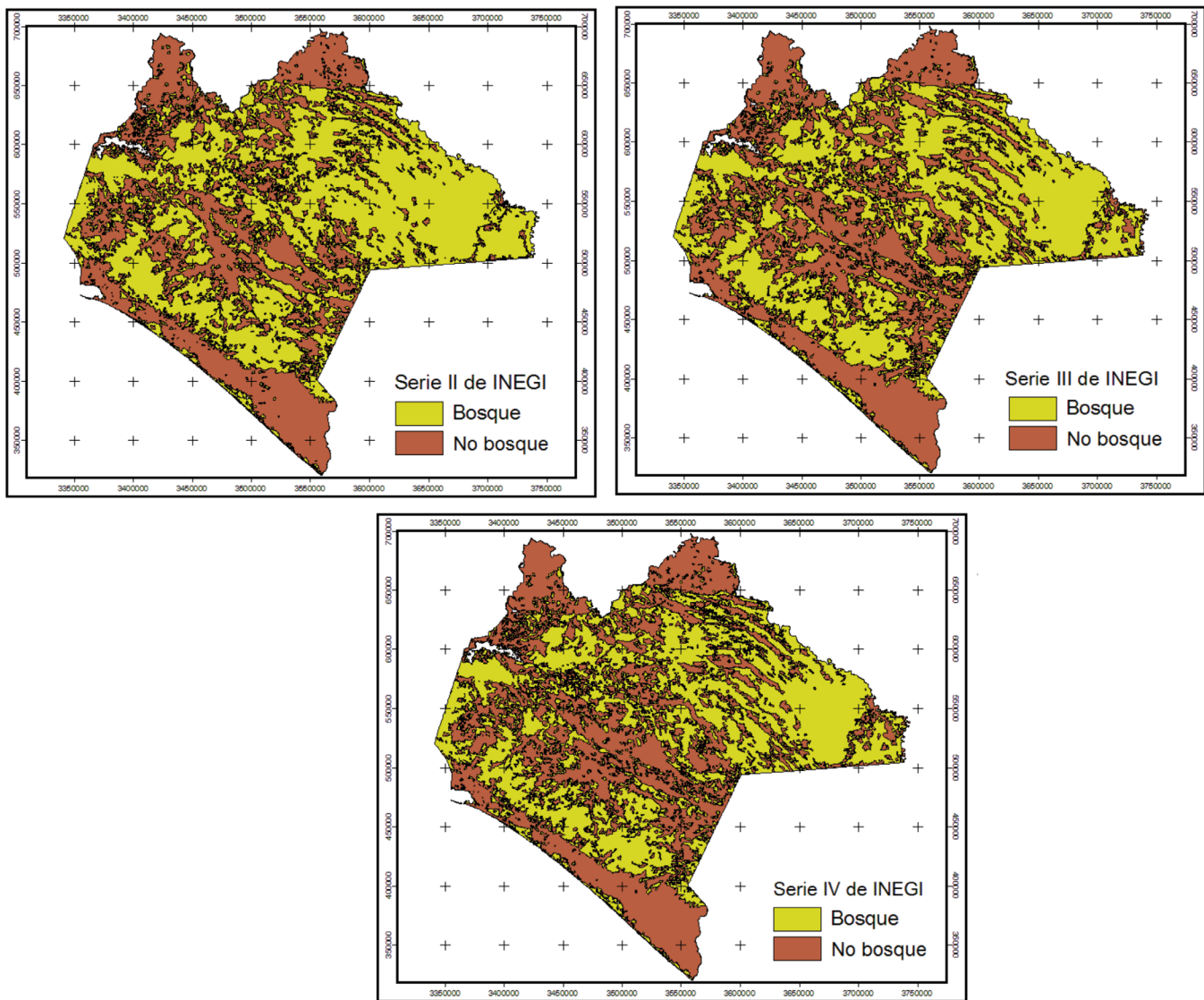


Figura 6. Categoría Bosque en las series II, III y IV del INEGI.

Las Figuras 7 a 11, muestran los mapas de clases de cobertura generadas (resolución temporal de 30 m) para el periodo 1992 a 2010.

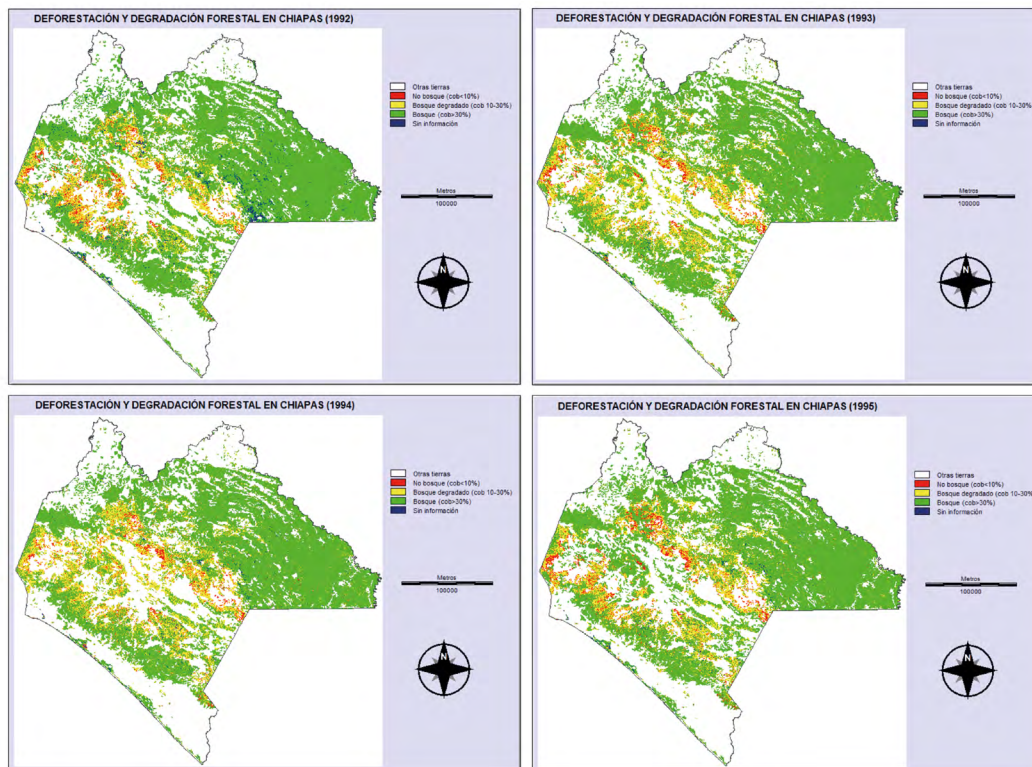


Figura 7. Deforestación y degradación forestal en Chiapas en los años 1992-1995.

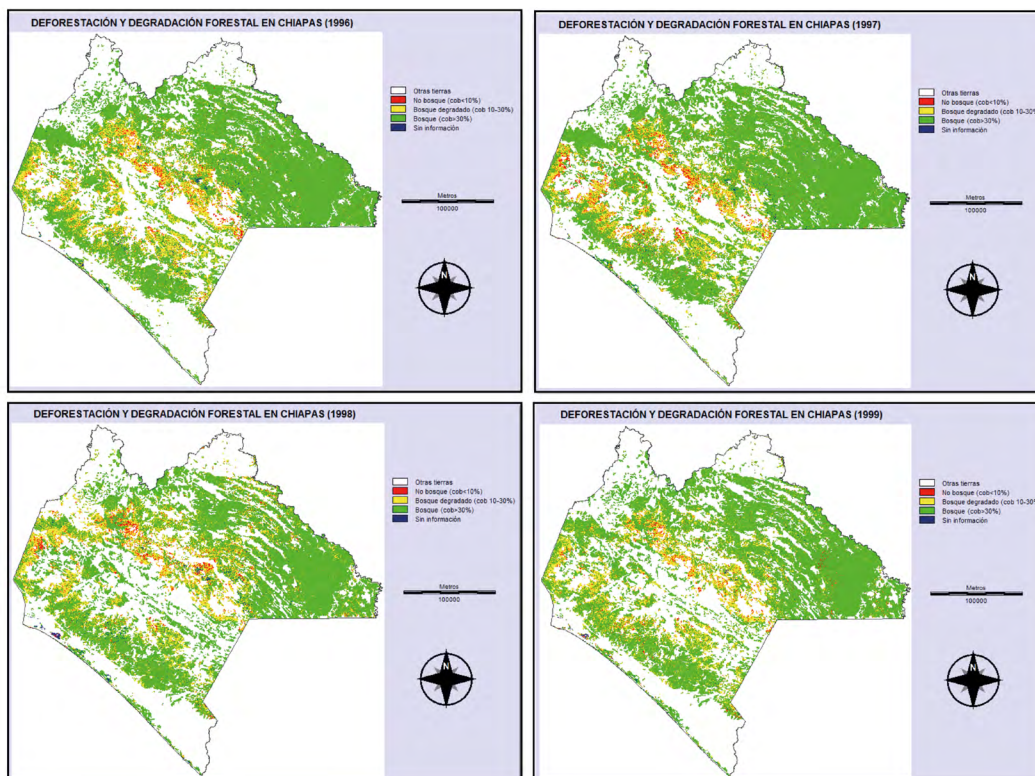


Figura 8. Deforestación y degradación forestal en Chiapas en los años 1996-1999.

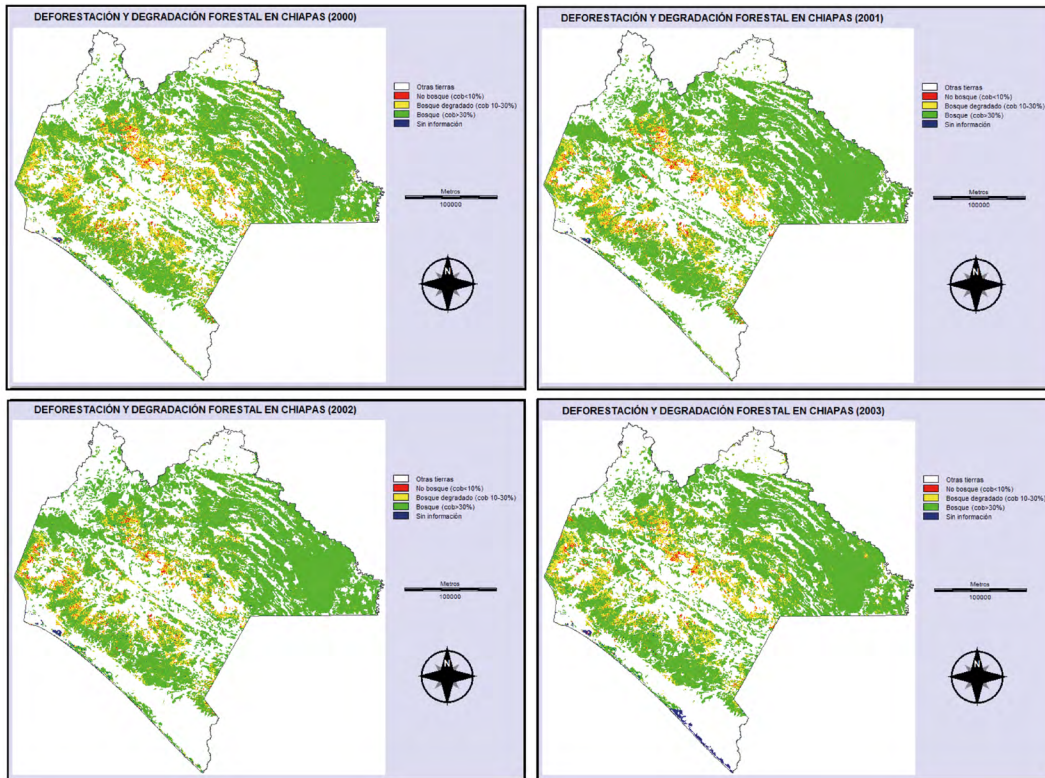


Figura 9. Deforestación y degradación forestal en Chiapas en los años 2000-2003.

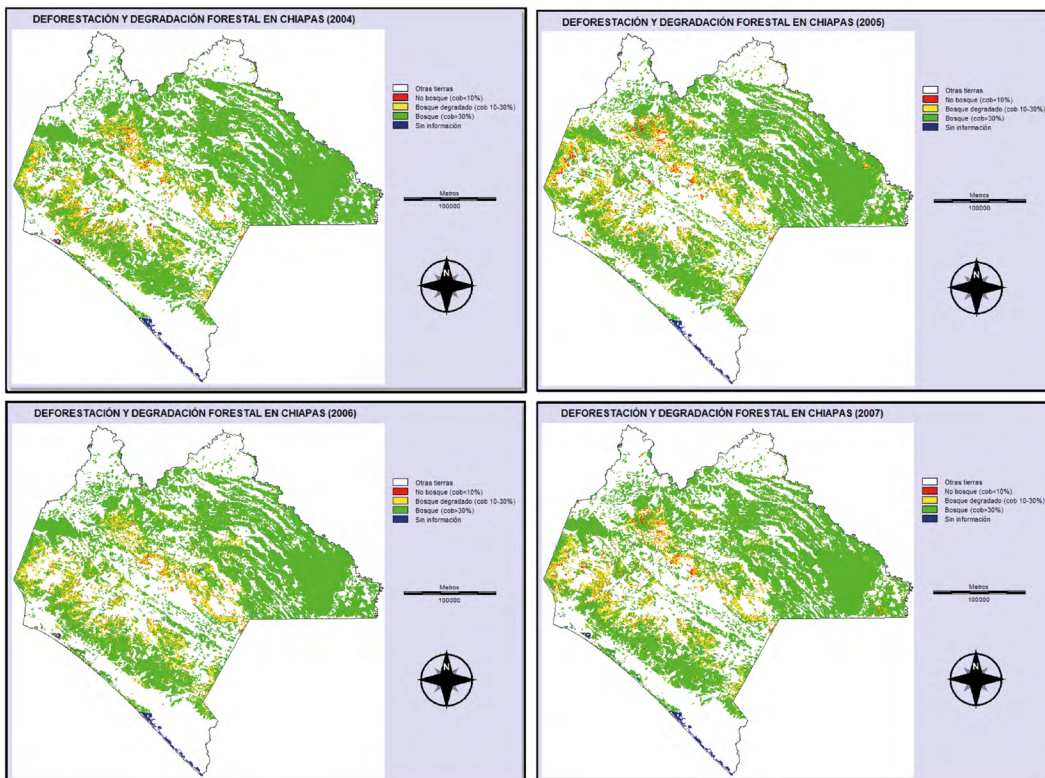


Figura 10. Deforestación y degradación forestal en Chiapas en los años 2004-2007.

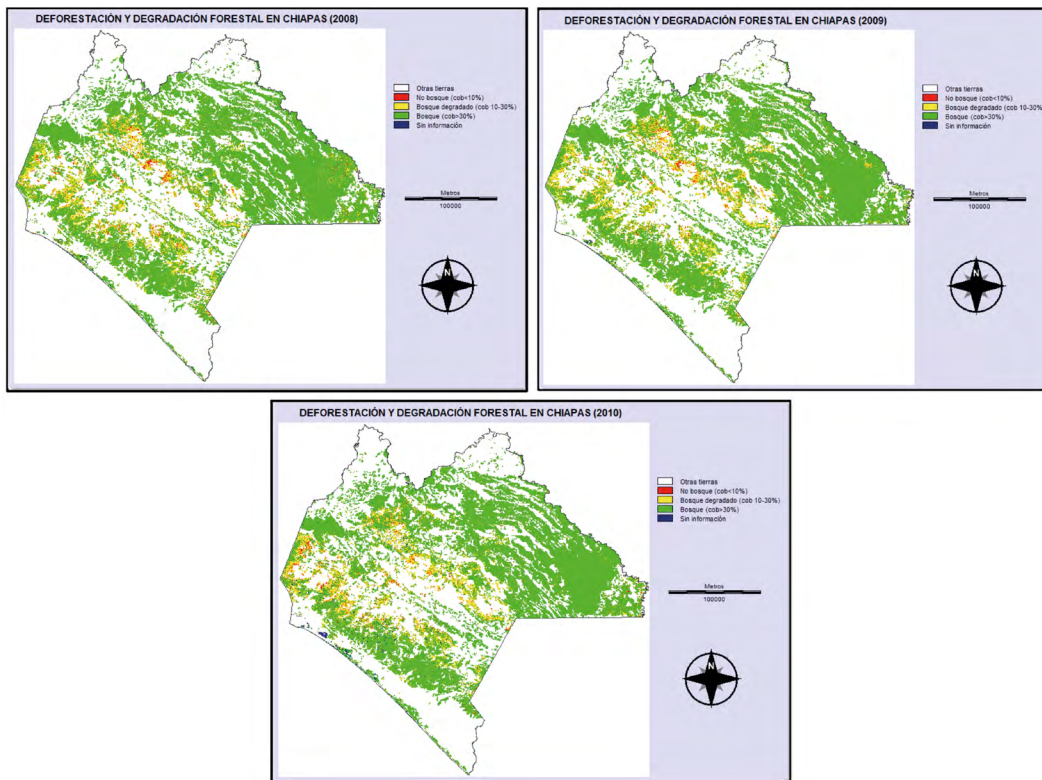


Figura 11. Deforestación y degradación forestal en Chiapas en los años 2008-2010.

La validación de los productos temáticos se realizó usando 1750 puntos de control (Figura 12) con información de campo, u obtenida de imágenes

espectrales de muy alta resolución espacial (1 m). El Cuadro 3 muestra los errores de estimación obtenidos, que tienen una kappa global de 0.9485.

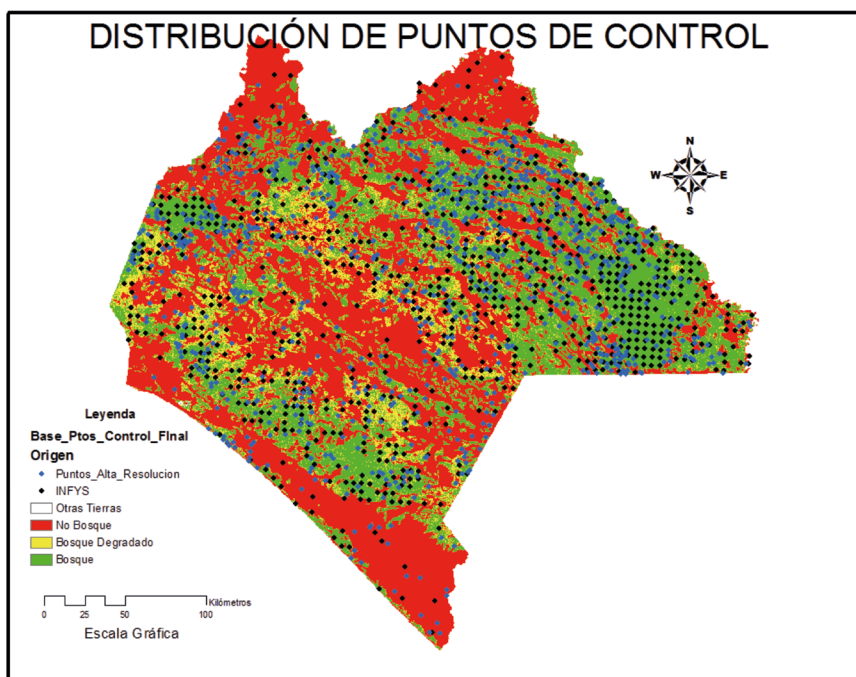


Figura 12. Distribución de los puntos de control para la validación de mapa de USyV.

Cuadro 3. Análisis de los errores de la validación del mapa de USyV.

	No Bosque	Bosque Degradado	Bosque	Total	Error de Comisión
No Bosque	272	3	1	276	0.0145
Bosque Degradado	0	179	24	203	0.1182
Bosque	2	9	1271	1271	0.0087
Total	274	191	1285	1750	
Error de Omisión	0.0073	0.628	0.0195		0.0223

Integración de estadísticos con datos de actividad

Una vez que se obtuvieron los mapas de deforestación y degradación forestal, se generaron estadísticos de la superficie ocupada por las clases que se reportan en los mismos, considerando cuatro escalas de consulta: predios, municipios, subcuencas y estatal.

Un elemento importante en este ejercicio fueron los mapas de clases de vegetación del INEGI (derivados de las series II, III y IV de uso del suelo y vegetación), estos últimos se emplearon para desglosar la superficie según las clases de vegetación presente en cada unidad de consulta. Los pasos generales para la consulta se esquematizan en la Figura 13.



Figura 13. Esquema general del proceso de consulta de la información de los mapas de deforestación y degradación forestal.

Para ejecutar el proceso que se indica en la Figura 13 se programó una rutina de programación. El primer paso consistió en integrar una base multi-temporal con los mapas de deforestación y degradación forestal. Sobre esta base, se consultó la información para cada uno de los polígonos del mapa de clases de vegetación. Debido a que se cuenta con tres mapas de este tipo (serie II, III y IV) se alternó el uso de ellos dependiendo del año de la información consultada. En el Cuadro 4 se indica el orden de uso de estos mapas. Sobre los resultados del paso 2, se realizó una nueva consulta para extraer la información en cada polígono del mapa de la escala de interés (predios, municipios, subcuencas o estado). Con los resultados de esta segunda consulta se

integraron los estadísticos de salida, éstos se encuentran desglosados según el o los tipos de vegetación presentes en el polígono consultado.

Integración de mapas de clases vegetación de las series II, III y IV de INEGI

Los insumos se generaron agrupando las clases de uso del suelo y vegetación de las series II, III y IV (INEGI, 2007a, b y c), en las 31 categorías que se describen en el Cuadro 5.

Con las clases que se indican en el Cuadro 5 se generaron los mapas de vegetación que se muestran en las Figuras 14, 15 y 16

Cuadro 4. Mapa de clases de vegetación empleado con cada periodo de información de la base de deforestación y degradación forestal.

Periodo de información (deforestación y degradación forestal)	Mapa de clases de vegetación empleado en la consulta
1992 – 1999	SERIE II (año base 1993)
2000 – 2004	SERIE III (año base 2002)
2005 – 2009	SERIE IV (año base 2007)

Cuadro 5. Clases de vegetación derivadas de las series II, III y IV de INEGI.

CLASE	DESCRIPCIÓN
NB permanente	Agrupar clases como: cuerpos de agua, zonas urbanas y asentamientos humanos
NB INEGI	En esta categoría se agruparon las superficies agrícolas, los pastizales y otras tierras con vegetación no clasificable en la categoría "bosque"
BA	Vegetación primaria de bosque de Oyamel
BB	Vegetación primaria de bosque de Cedro
BC	Bosque cultivado de ciclo permanente
BG	Vegetación primaria de bosque de Galería
BM	Vegetación primaria de bosque de Mesófilo de montaña
BP	Vegetación primaria de bosque de Pino
BPQ	Vegetación primaria de bosque de Pino-Encino

Cuadro 5. Clases de vegetación derivadas de las series II, III y IV de INEGI (Continuación).

CLASE	DESCRIPCIÓN
BQ	Vegetación primaria de bosque de Encino
BQP	Vegetación primaria de bosque de Encino-Pino
ML	Vegetación indefinida de Chaparral
SAP	Vegetación primaria de Selva Alta Perennifolia
SBP	Vegetación primaria de Selva Baja Perennifolia
SBQ	Vegetación primaria de Selva Baja Subperennifolia
SBC	Vegetación primaria de Selva Baja Caducifolia
SG	Vegetación primaria de Selva de Galería
SMQ	Vegetación primaria de Selva Mediana Subperennifolia
VM	Vegetación primaria de Manglar
VS/BM	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de bosque de Mesófilo de montaña
VS/BP	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de bosque de Pino
VS/BPQ	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de bosque de Pino-Encino
VS/BQ	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de bosque de Encino
VS/BQP	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de bosque de Encino-Pino
VS/ML	Vegetación secundaria de Chaparral
VS/SAP	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de Selva Alta Perennifolia
VS/SBQ	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de Selva Baja Subperennifolia
VS/SMQ	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de Selva Mediana Subperennifolia
VS/VM	Vegetación secundaria de Manglar
VS/SBC	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de Selva Baja Caducifolia
VS/SMS	Vegetación secundaria (arbustiva + herbácea) de Selva Mediana Subcaducifolia

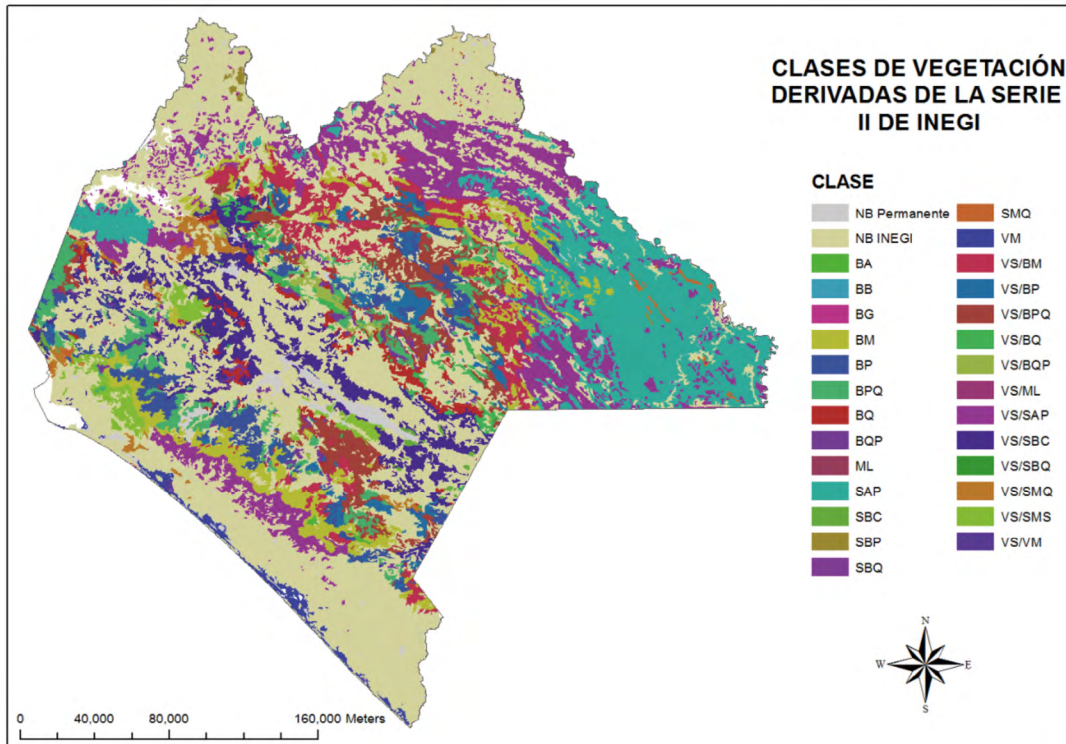


Figura 14. Clases de vegetación, derivadas de la Serie II de INEGI.

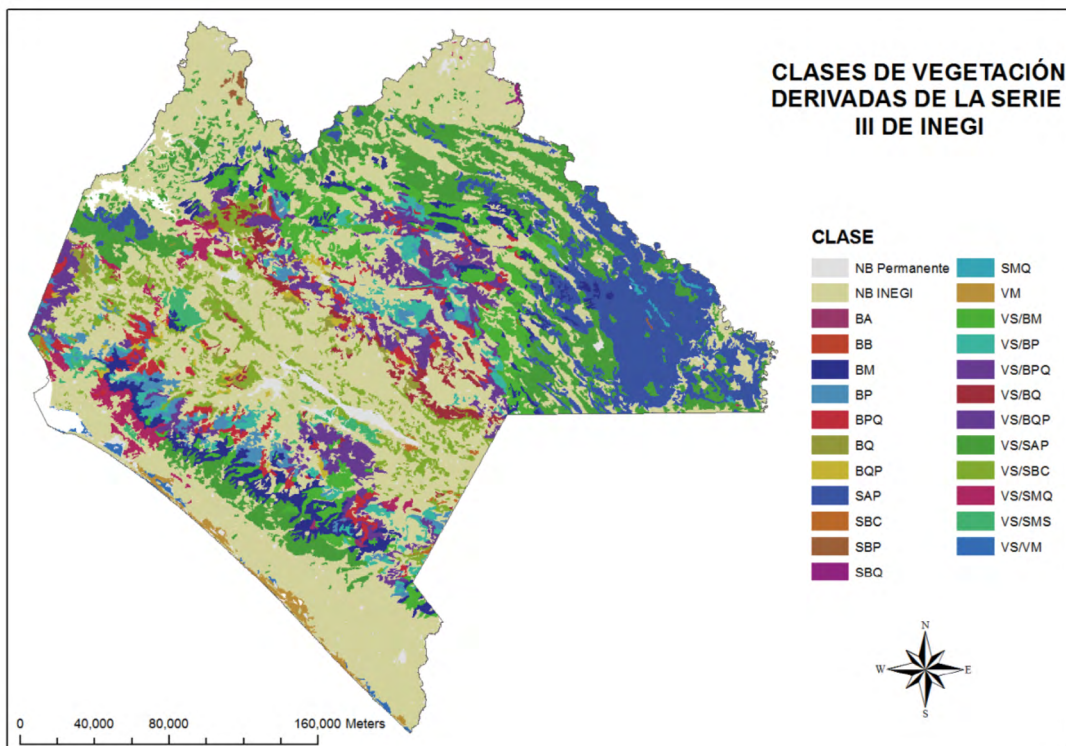


Figura 15. Clases de vegetación, derivadas de la Serie III de INEGI.

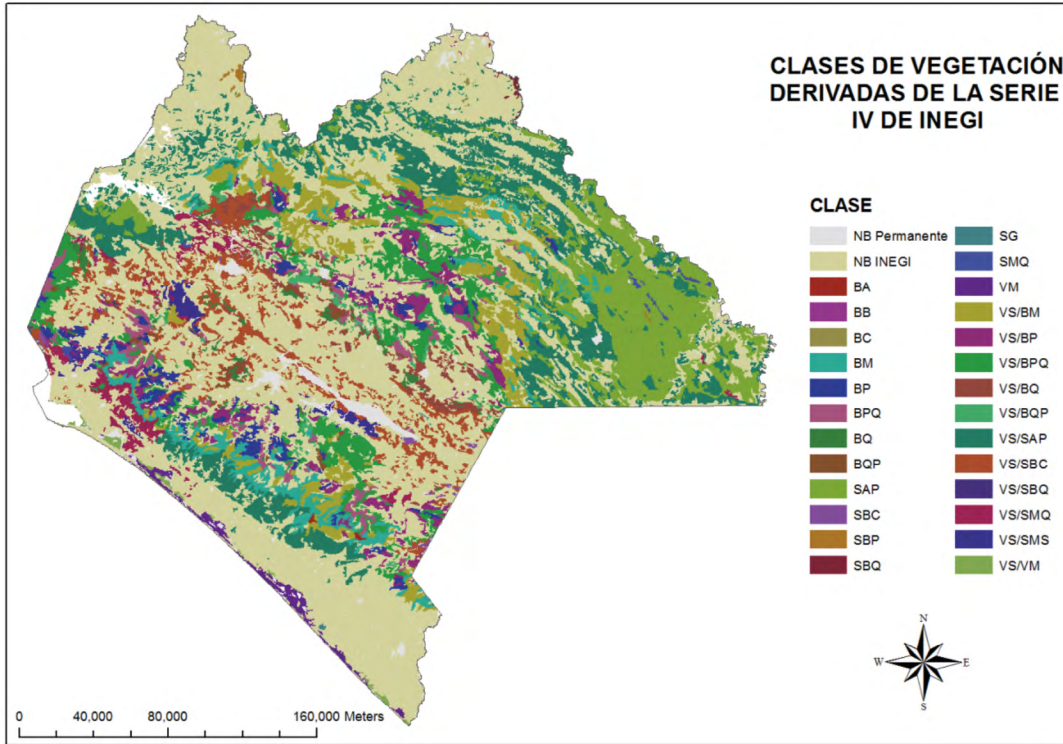


Figura 16. Clases de vegetación, derivadas de la Serie IV de INEGI.

Integración de mapas de las escalas espaciales de consulta

Como se mencionó con anterioridad, para consultar la información de los mapas de deforestación y degradación forestal se consideraron cuatro escalas: predios, municipal, subcuencas y estatal, a partir de las cuales se integró un mapa para cada escala. En el caso de predios se consideraron todos los tipos de propiedad reportados en las bases del RAN y PROCEDE-INEGI. Una vista de este mapa se muestra en la Figura 17.

Es importante aclarar que los insumos de predios catastrales (17 863) representan una superficie total de 5 309 296 ha, que corresponde al 72.5% de la superficie total del estado (7 327 231 ha), por lo que las estimaciones de almacenes y flujos no son los totales para el estado. No obstante, producto de la integración catastral disponible, los resultados que se reportan son representativos del estado, regiones y municipios.

La Figura 18 muestra el mapa con las subcuencas hidrológicas en Chiapas, para un análisis conjunto agua-carbono.

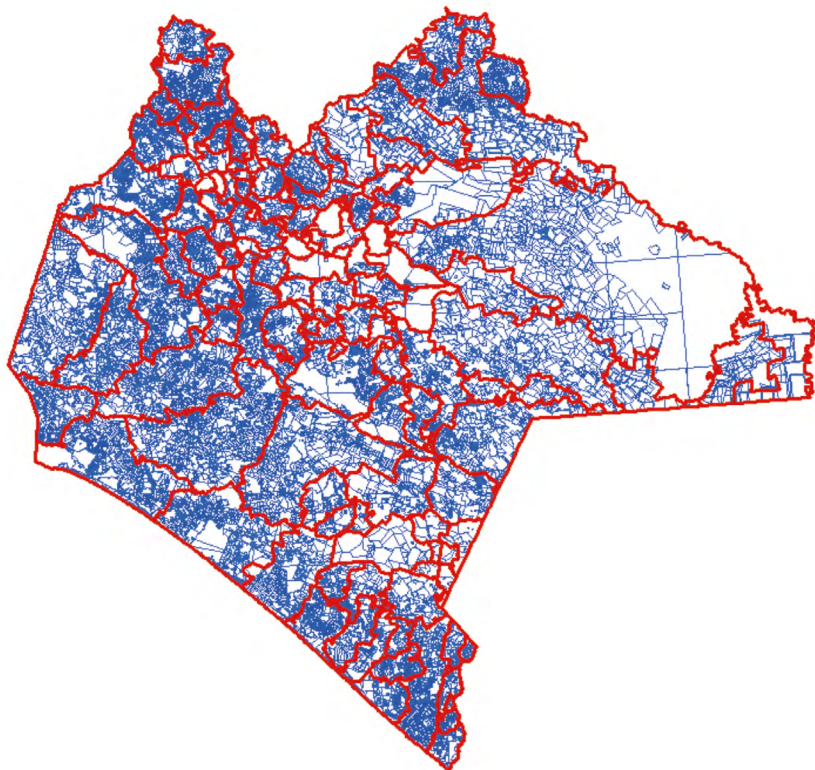


Figura 17. Mapa de predios y municipios en Chiapas.

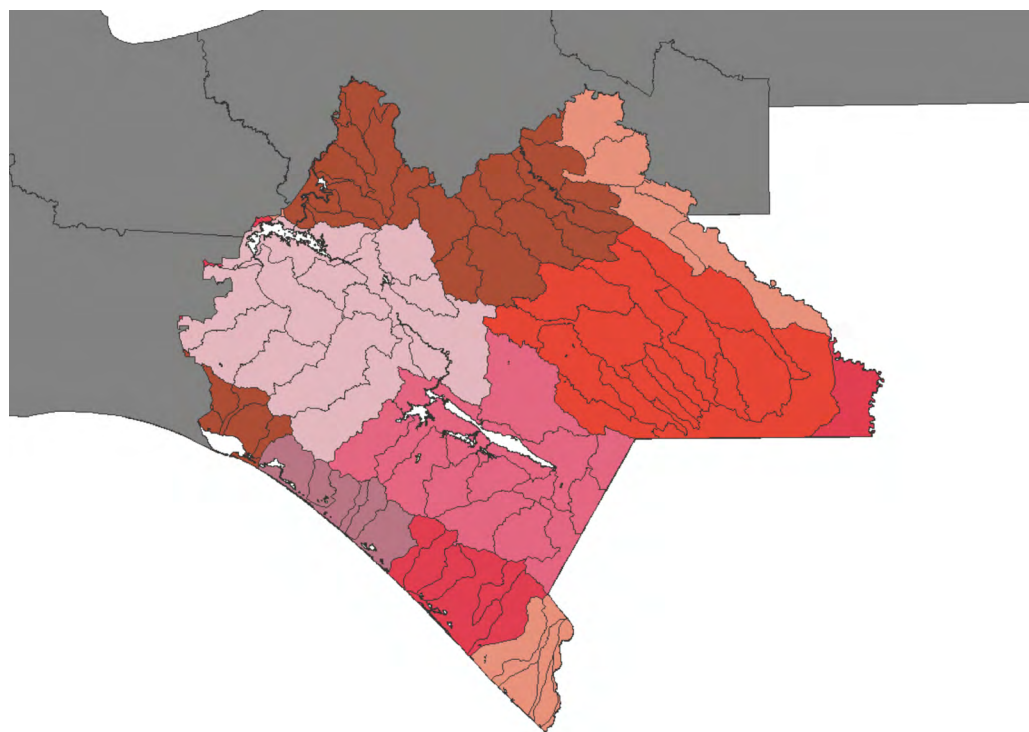


Figura 18. Mapa de subcuencas hidrológicas en Chiapas.

ESTIMACIÓN DEL CARBONO TOTAL Y FLUJO NETO DE CO₂, A NIVEL DE PREDIOS EN CHIAPAS

Con los datos de actividad generados en la sección anterior, el siguiente paso consistió en la estimación de los factores de emisión y el cálculo del carbono total anual en los diferentes niveles de agrupación espacial utilizados.

Estimación de las densidades de carbono y sus incertidumbres

Para armonizar la generación de escenarios de referencia estatal con el Plan de Acción ante el cambio Climático de Chiapas o PACCCCh (SEMAHN, 2011; Franco *et al.*, 2012), se utilizaron las densidades del carbono (factores de emisión) de los usos del suelo de dicho trabajo. El inventario estatal de GEI del sector uso del suelo y cambio de uso del suelo (de Jong *et al.*, 2010b) utilizó factores de emisión derivados de la información del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en Chiapas. La Figura 19 muestra la distribución de los 893 conglomerados muestreados en

el periodo 2004-2007. Cada conglomerado tiene cuatro sitios de muestreo de 400 m², dispuestos en forma de Y invertida, en donde en cada sitio se tomaron mediciones de altura, diámetro a la altura del pecho, etc., a nivel de árbol (CONAFOR, 2004).

La biomasa viva subterránea se estimó utilizando la relación de Cairns *et al.* (1997):

$$BmS = \exp[-1.0587 + \{0.8836 \ln(BmA)\}] \quad (1)$$

donde *BmA* es la biomasa viva aérea (t m.s. ha⁻¹) y *BmS* es la biomasa viva subterránea (t m.s. ha⁻¹).

En el caso del carbono orgánico en el suelo (COS), dado que en la campaña de muestreo del INFyS de la CONAFOR no se tomaron muestras de suelo, se utilizó la base de perfiles de suelo del INEGI (1998) para realizar estimaciones. La Figura 20 muestra la distribución de los 245 perfiles (profundidad hasta 1.0 m) disponibles.

El Cuadro 6 muestra las densidades materia seca (biomasa viva aérea y subterránea -Bm) usadas en la generación de escenarios de referencia para los usos del suelo en Chiapas.

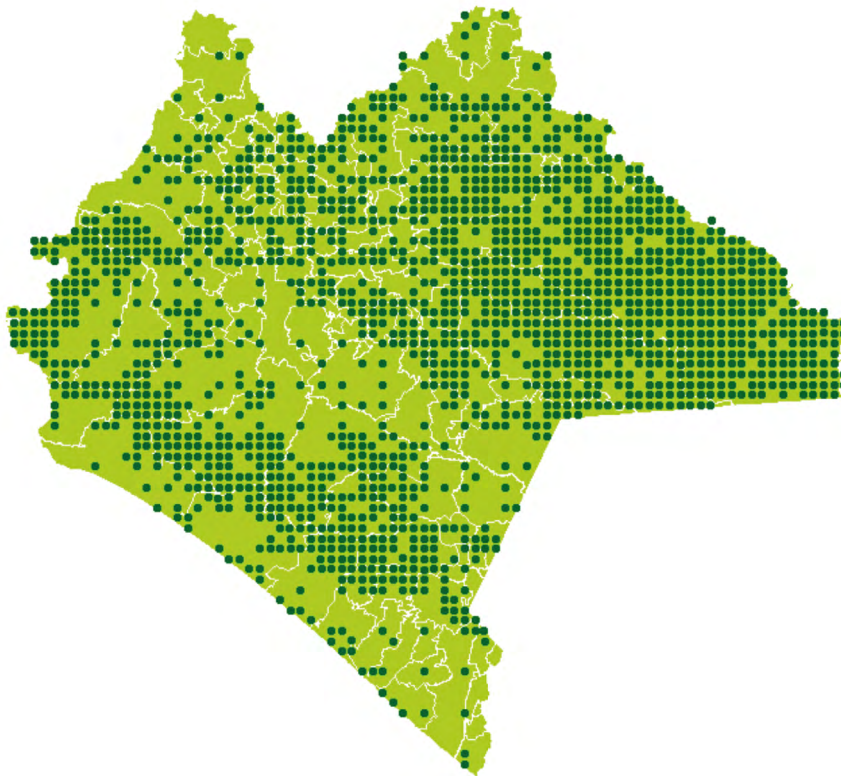


Figura 19. Distribución de los conglomerados del INFyS de la CONAFOR (2004-2007).



Figura 20. Distribución de los perfiles de suelo del INEGI-COLPOS.

Cuadro 6. Densidades de materia seca (Bm viva) de los usos del suelo.

Uso de Suelo	Promedio Bm viva (t m.s. ha ⁻¹)	Desv. Est. Bm Viva (t m.s. ha ⁻¹)
SAP	211.3	155.1
BM	211.0	187.8
SMQ	200.8	133.7
BP	162.5	84.4
BPQ	144.8	102.9
BQ	143.4	65.0
BQP	138.9	75.5
SMQ/VSa	132.8	111.0
BQP/VSa	123.9	110.7
BM/VSA	123.6	128.5
BP/VSA	120.8	92.8
SAP/VSa	113.3	131.5
SMS/VSA	108.2	79.6
PI	102.9	104.8
BQ/VSA	100.7	67.2

Cuadro 6. Densidades de materia seca (Bm viva) de los usos del suelo.

Uso de Suelo	Promedio Bm viva (t m.s. ha ⁻¹)	Desv. Est. Bm Viva (t m.s. ha ⁻¹)
BPQ/VSA	99.3	66.9
TP	93.5	63.6
BM/VSh	92.5	78.5
PC	88.0	86.2
SBC/VSA	86.5	74.9
VP	85.7	68.5
TA	73.5	60.6
VM	61.7	84.2
SBC	61.4	59.0
VM/VSa	59.8	59.9
RA	10.3	8.2
Agricultura	13.0	10.4
Pastizal	21.0	16.8

Nota: Los valores en rojo fueron estimados de relaciones empíricas de los otros usos del suelo.

El Cuadro 7 muestra las estimaciones del carbono orgánico de los suelos (COS), profundidad de 30 cm, para los usos del suelo de Chiapas (Paz *et al.*, 2010a). En el caso de que algún uso del suelo, en el almacén

de biomasa viva o COS, no contara con información, se le asignó un valor promedio de acuerdo con el tipo genérico de uso del suelo a que pertenecía.

Cuadro 7. Densidades de carbono del carbono orgánico de los suelos.

Clase de Uso del Suelo	Primario		Secundario	
	COS Promedio (t C ha ⁻¹)	COS Desv. Est. (t C ha ⁻¹)	COS Promedio (t C ha ⁻¹)	COS Desv. Est. (t C ha ⁻¹)
Bosque de coníferas	105.7	60.0	83.2	51.6
Bosque de encino	115.4	75.8	90.7	57.2
Bosque mesófilo de montaña	219.1	153.8	172.2	118.5
Selva caducifolia	111.7	73.0	87.8	51.7
Selva espinosa	79.4	48.8	62.4	36.0
Selva perennifolia	136.8	91.9	88.3	55.5
Selva sub-caducifolia	124.4	82.6	97.8	62.6
Vegetación hidrófila	176.1	121.4	138.4	93.1
Pastizal	44.8	22.7		
Vegetación inducida	50.0	26.7		
Sin vegetación aparente	35.2	15.5		
Agricultura	47.6	24.9		

Estimación de almacenes de carbono anuales a nivel de predios

Los almacenes de carbono total (biomasa viva más suelo) en un determinado año, se estiman multiplicando las superficies (ha) de un uso del suelo, por su factor de emisión (densidad de carbono). Para tener estimaciones multi-escala armonizadas del carbono total asociado, se utilizó una escala mínima a nivel de predios y de allí se procedió a integrar las estimaciones a escalas superiores (municipios, subcuencas y estado). En el caso de las estimaciones del carbono total a nivel de predio, se consideraron solo las clases no bosque o NB (NB + OT + SI), bosque o B y bosque degradado o BD. Para las estimaciones de las clases de uso a nivel de suelo, solo se consideró la clase de uso del suelo

predominante (mayor superficie) en cada predio y con las densidades de carbono asociadas a esta clase (B y BD), se estimó el carbono total. Para la clase NB se utilizó una densidad promedio de esta clase de uso.

La Figura 21 muestra algunos ejemplos de predios de Chiapas con relación a la variación temporal del carbono total (biomasa viva + suelos), donde se observan diferentes patrones. La información relacionada a propietarios y localización de los predios ha sido reservada por asuntos de confidencialidad relacionada a la privacidad de la información.

En la Figura 22 se muestran los flujos de CO₂ para el periodo 1992-2010 de cada uno de los predios de Chiapas, para visualizar la distribución geográfica de las emisiones de GEI.

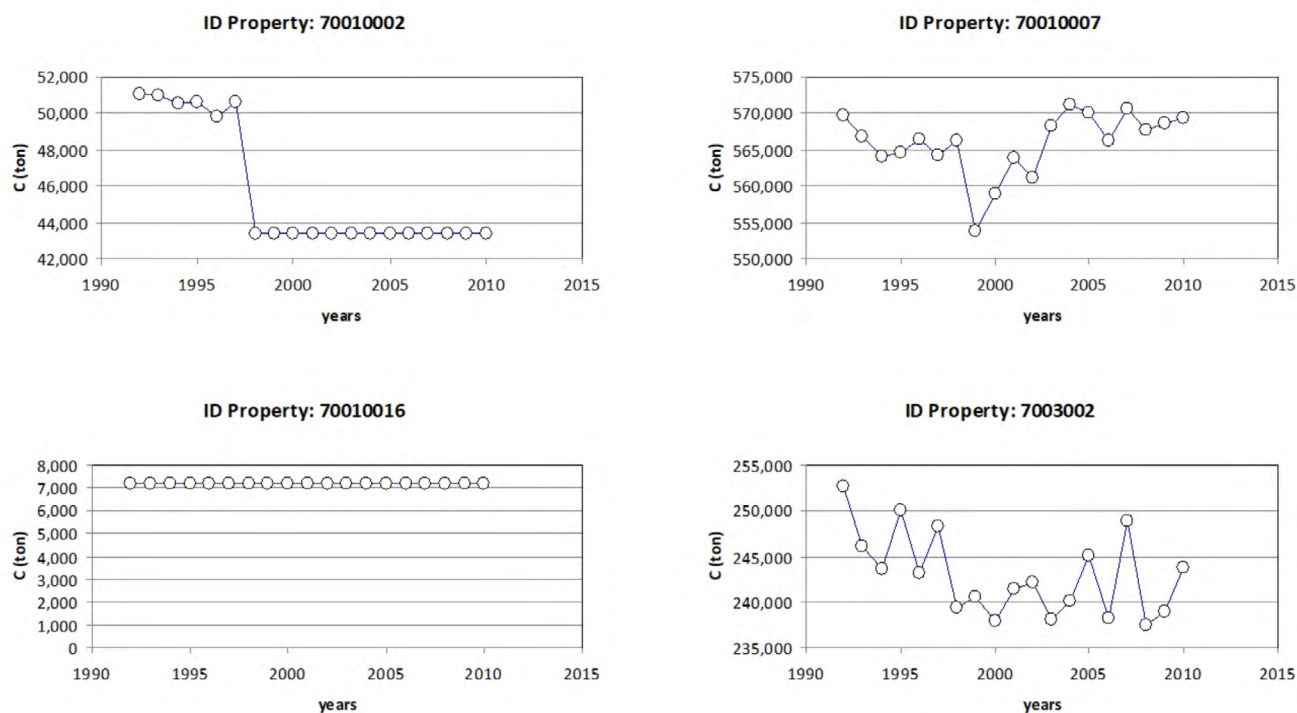


Figura 21. Patrones temporales del carbono total en algunos predios de Chiapas.

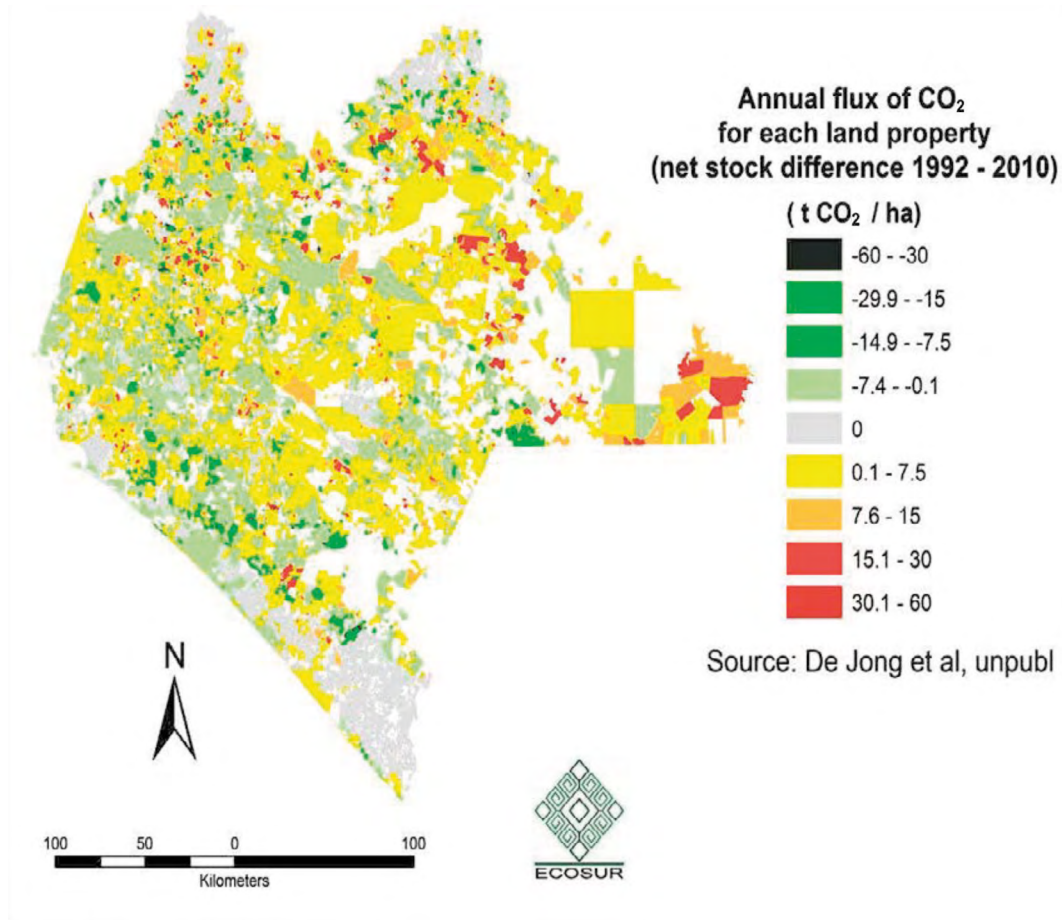


Figura 22. Emisiones de GEI de los predios en el estado de Chiapas.

Estimación de almacenes de carbono anuales a nivel de municipios y subcuencas

Con la información de carbono total, generada nivel de predios, se integraron estadísticos a escala de municipios y subcuencas. En términos generales, el procedimiento consistió en sumar el carbono total de los predios interceptados por cada polígono de agregación (subcuencas o municipios). En los predios interceptados por dos o más polígonos de agregación, el carbono total

se distribuyó por fracción de superficie. Las Figuras 23 y 24 muestran ejemplos de los patrones de distribución temporal del carbono total en algunos municipios de Chiapas y, la Figura 25, presente la misma información para dos subcuencas analizadas en el estado. A partir de las estimaciones de carbono total, se analizaron los patrones multi-temporales en diferentes niveles de agregación: municipios, subcuencas y estado. Los análisis se realizaron en términos de t de CO₂ (t C x 44/12).

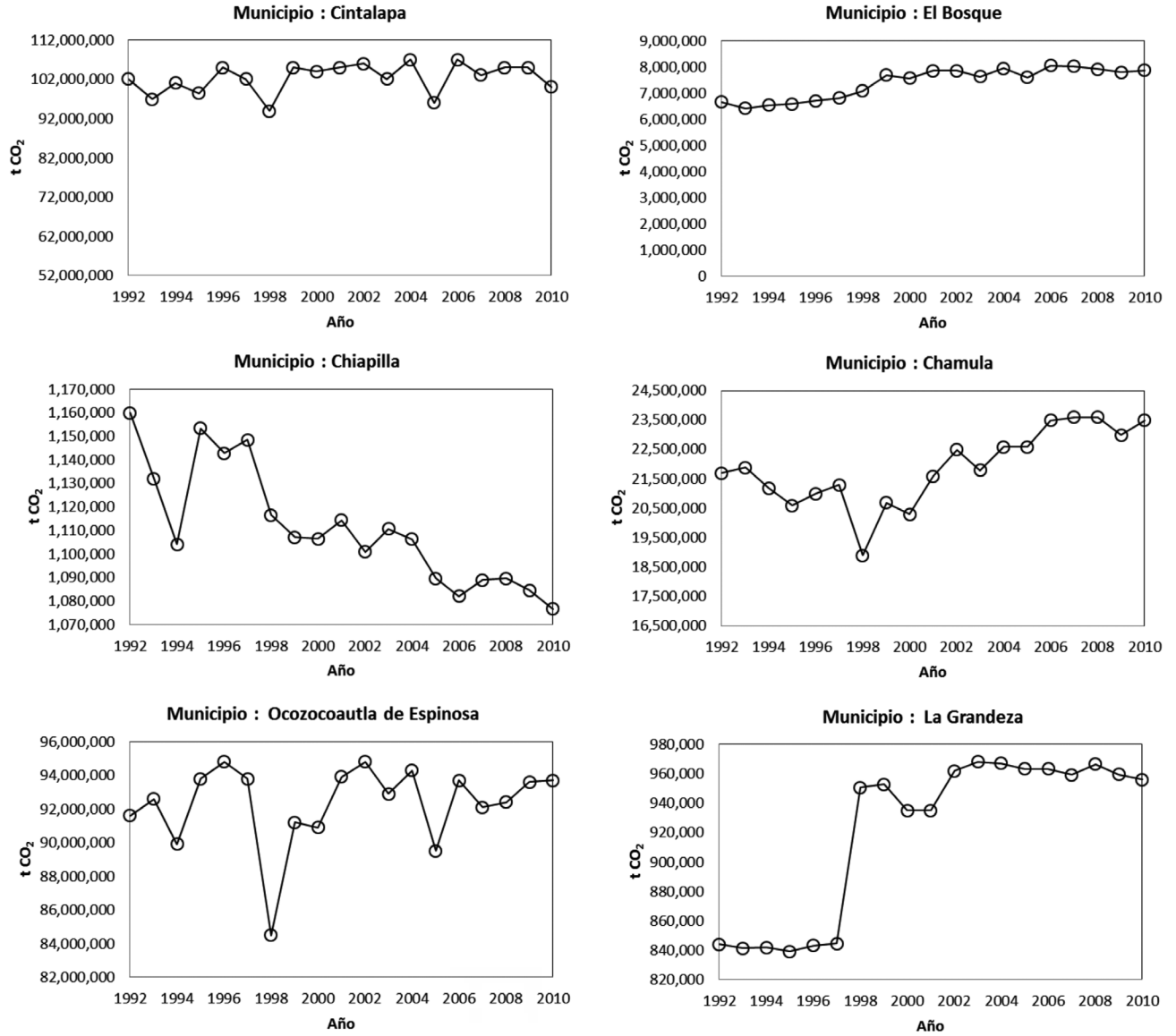


Figura 23. Patrones temporales de los almacenes de CO₂ en seis municipios de Chiapas.

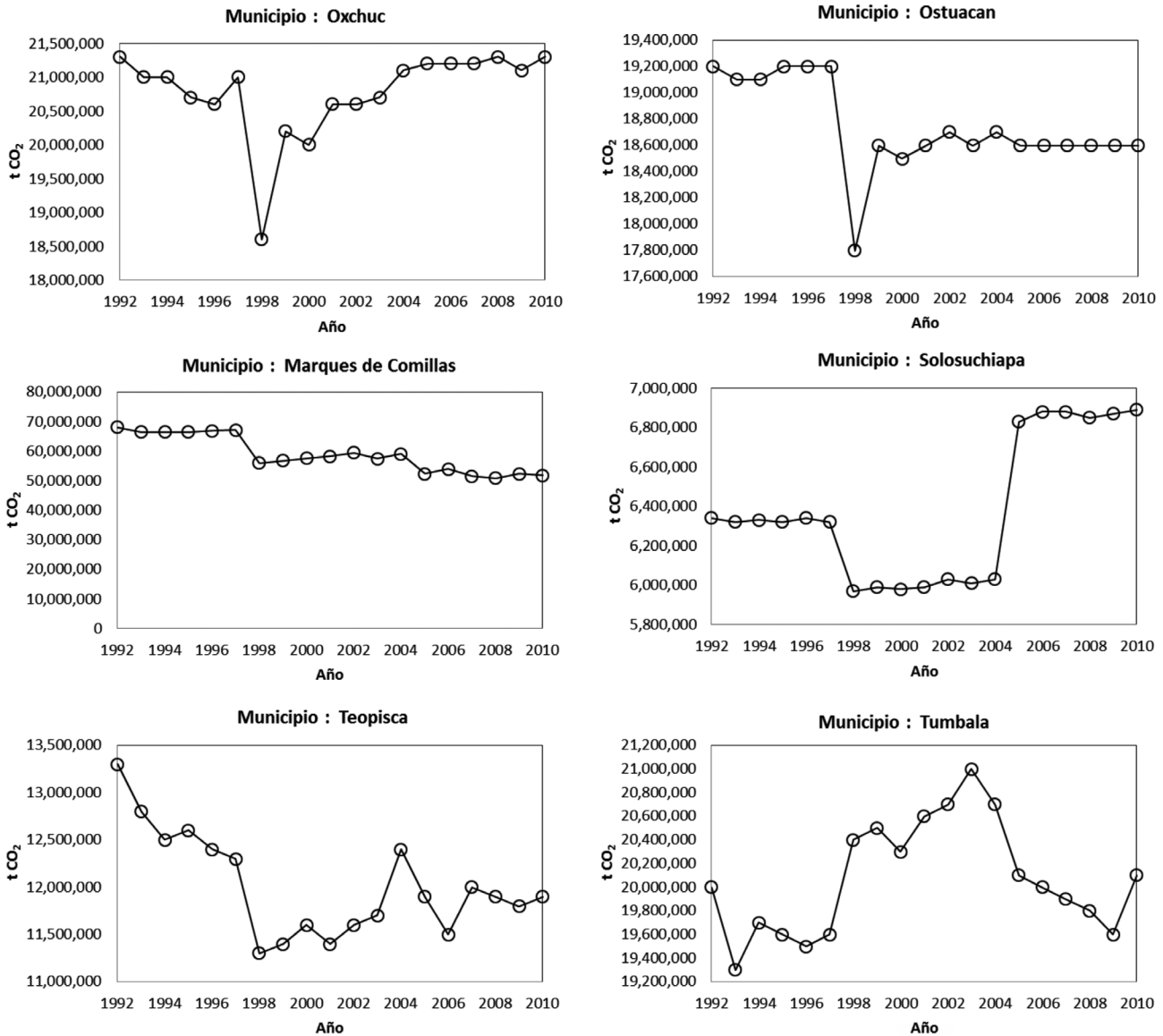


Figura 24. Patrones temporales de los almacenes de CO₂ en seis municipios de Chiapas.

Los patrones temporales para municipios de Chiapas mostrados, algunos presentan el efecto de los incendios de 1998 y el Huracán Stan en el 2005,

los cuales están bien diferenciados de los patrones normales y en otros municipios, no afectados, estos eventos no son evidentes o solo tienen poco impacto.

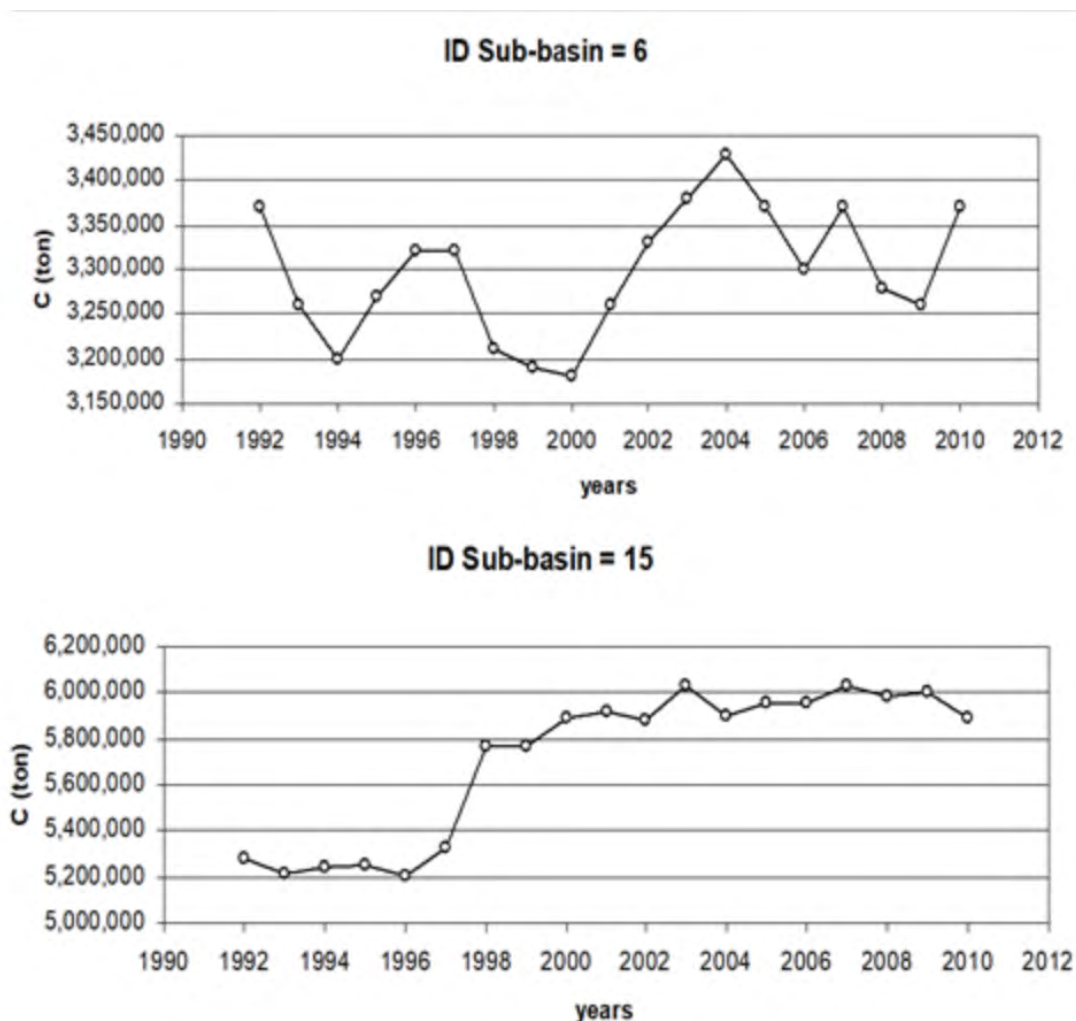


Figura 25. Patrones temporales de los almacenes de CO₂ en dos subcuencas de Chiapas.

GENERACIÓN DE ESCENARIOS DE REFERENCIA MULTI-ESCALA

Escenarios de referencia para el estado de Chiapas

La Figura 26 muestra el patrón 1992-2010 de los almacenes de CO₂ para el estado de Chiapas. Los almacenes de CO₂ para Chiapas se estimaron de la suma de los almacenes de los municipios en el estado, que difieren ligeramente de la suma de almacenes de las subcuencas por las aproximaciones usadas de discretización (predios). Se observan los efectos de eventos extremos (incendios de 1998 y Huracán Stan en 2005), donde se muestra la vulnerabilidad de REDD+ ante estos impactos fuera de control humano.

De los patrones que se observan en la Figura 25, se ajustaron tres escenarios de referencia inerciales (históricos):

Escenario 1992 - 2010

$$CO_2(t) = a_1 + b_1 \text{año}$$

Escenario 2000 - 2010

$$CO_2(t) = a_2 + b_2 \text{año}$$

Escenario 2006 - 2010

$$CO_2(t) = a_3 + b_3 \text{año}$$

En la Figura 27 se muestran los ajustes de los tres escenarios de referencia discutidos para el caso del estado de Chiapas.

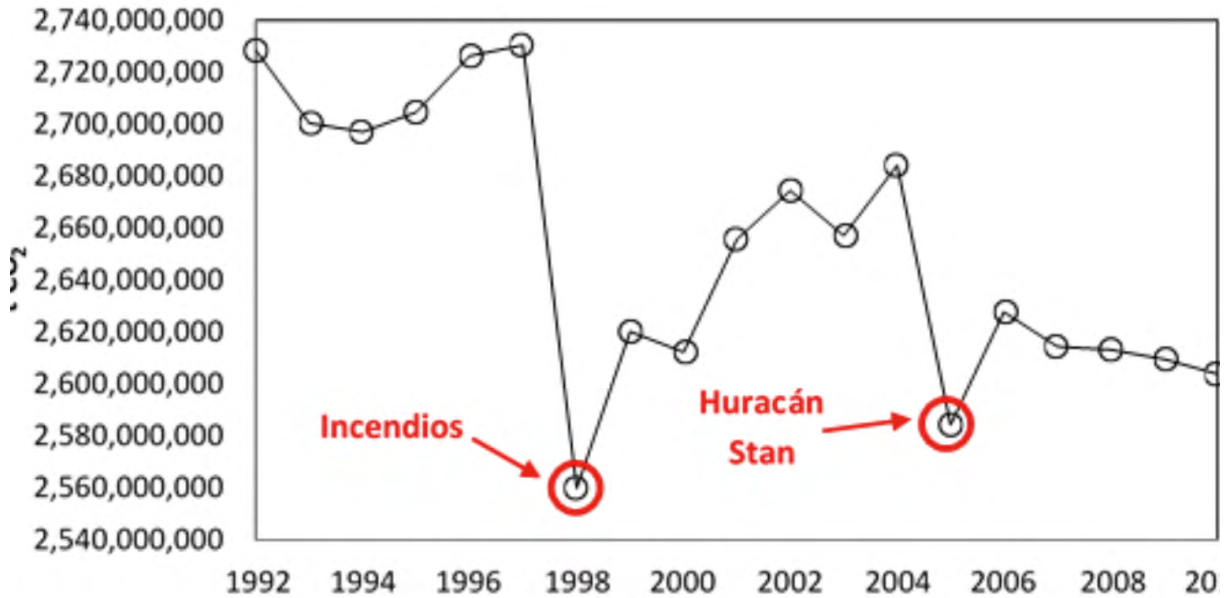


Figura 26. Evolución temporal de los almacenes de CO₂ del estado de Chiapas.

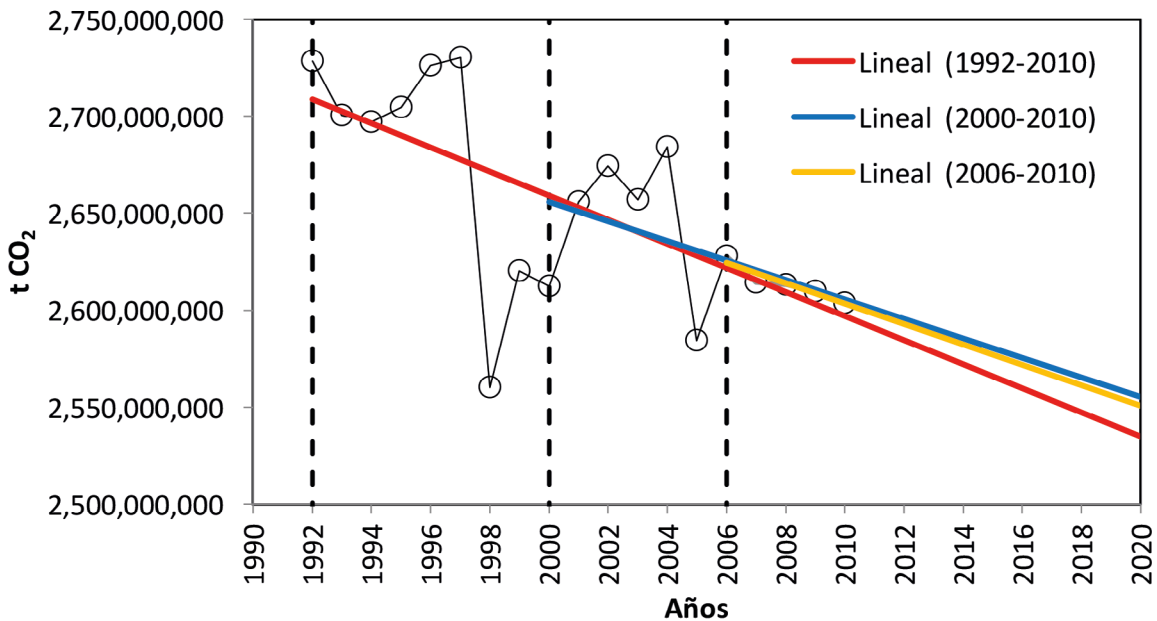


Figura 27. Proyección de tres escenarios de referencia para el estado de Chiapas.

Escenario de referencia para Chiapas en términos de flujos

Una forma alternativa de visualizar el escenario de referencia para el estado de Chiapas en términos de flujo de CO₂ (diferencia de almacenes de carbono entre años consecutivos) se muestra en la Figura 28.

De acuerdo con lo discutido anteriormente, el escenario de referencia, inercial, en términos de promedios de flujos de CO₂ está dado por: periodo 1992-2010 con -6.9 Mt CO₂; periodo 2000-2010 con -0.86 Mt CO₂; periodo 2006-2010 con -6.0 Mt CO₂.

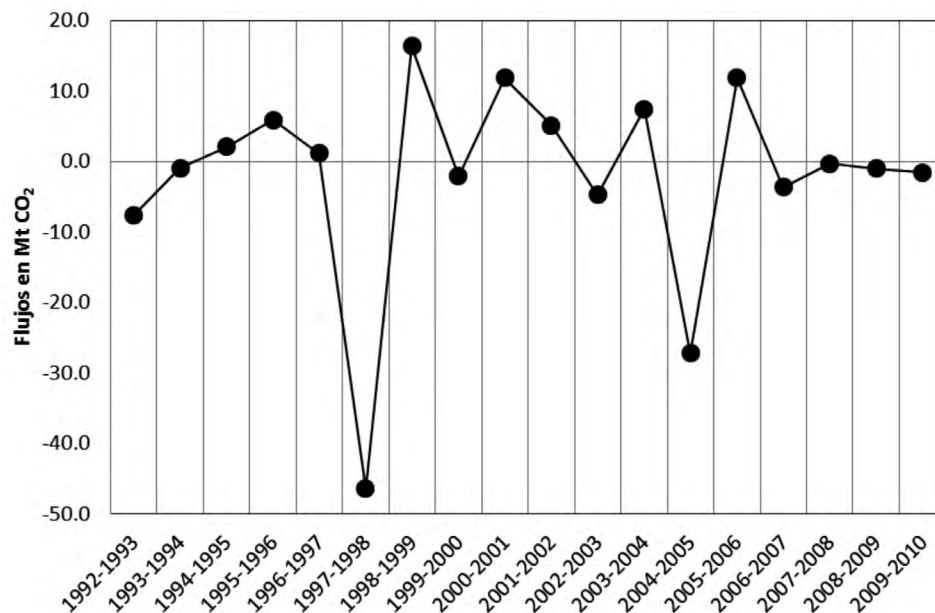


Figura 28. Escenarios de referencia inerciales para el estado de Chiapas en términos de flujos.

De acuerdo con lo discutido anteriormente, el escenario de referencia, inercial, en términos de promedios de flujos de CO₂ está dado por: periodo 1992-2010 con -6.9 Mt CO₂; periodo 2000-2010 con -0.86 Mt CO₂; periodo 2006-2010 con -6.0 Mt CO₂.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los desarrollos mostrados acoplan en forma armónica datos de actividad nacionales (escala 1:250 000) con escalas locales de intervención para el mecanismo REDD+, con principios conservadores, permitieron la integración de información multi-escala de abajo hacia arriba y definiendo la “propiedad” de las acciones locales hacia los objetivos de REDD+; además de contribuir al problema de la tragedia de los comunes, al identificar predios que no cumplen con las metas de REDD+ e incentivando a los que sí.

Aun cuando es posible realizar ejercicios de construcción de escenarios de referencia en términos más sofisticados, particularmente con el uso de la fusión de imágenes satelitales de sensores pasivos (ópticos) y activos (radar y lidar), el enfoque utilizado en la aproximación mostrada es conservador y permite obtener una primera estimación, multi-escala, de la evolución temporal de los almacenes de carbono en el estado de Chiapas.

Una limitación intrínseca de ligar datos de actividad y factores de emisión es la clasificación taxonómica

usada en México por el INEGI, que muchas veces no tiene una asociación clara a clases de densidad de carbono o no es posible de diferenciar con el uso de sensores remotos.

El uso de información actualizada de la biomasa viva y suelo, además de la integración de mapas de uso del suelo escala 1:50 000 requeridos para la escala de implementación de REDD+, permitirá consolidar el enfoque propuesto en términos operacionales. En el aspecto histórico de los escenarios de referencia, es posible incorporar inventarios nacionales forestales previos para contar con tendencias de largo plazo.

La propagación de las incertidumbres asociadas a datos de actividad y factores de emisión no se realizó debido a que no se contó con estimaciones de incertidumbre confiables, de los datos de actividad multi-temporales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angelsen, A., C. Martius, V. De Sy, A.E. Duchelle, A.M. Larson and P.T. Thuy. 2018. REDD+: la transformación. Lecciones y nuevas direcciones. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Balderas-Torres, A. and M. Skutsch. 2012. Splitting the difference: a proposal for benefit sharing in reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). *Forests* 3:137-154.
- Bolaños González, M.A. y F. Paz Pellat. 2010. Modelación general de los efectos de la geometría de iluminación-visión en la reflectancia de pastizales. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 1:349-361.

- Cairns, M.A., S. Brown, E. H. Helmer, and G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1–11.
- Cano González, A., F. Paz, M.I. Marín, E. López, J. Chávez, M. Bolaños y J.L. Oropeza. 2018. Factor de reflectancia bi-cónica en especies vegetales contrastantes: modelación de los ángulos cenitales. *Terra Latinoamericana* 36:105-119.
- CONAFOR. 2004. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México 97 p.
- CONAFOR. 2017. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/estrategia-nacional-redd-enaredd/> (Consulta: noviembre 12, 2017).
- de Jong, B., O. Maser, R.D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinía y G. Guerrero. 2006. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 78 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010a. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- de Jong, B., 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. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- de Jong, B., F. Paz-Pellat, F. Rojas-García, D.R. Aryal, O. Maser-Cerutti, R.D. Martínez-Bravo, V. Salas-Aguilar, M. Casiano-Domínguez, S. Covalada-Ocón, J.D. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Rodríguez y R. Vargas. 2019. Capítulo 19: Bosques y selvas. pp. 386-435. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- Franco, J.C., A. Callejas, S. Ramos, B. de Jong, F. Paz, A. Parra, L. Gudiño, E. Díaz, H. Morales, G. Jiménez, M. Castillo, J.C. Carrillo, F. Line y J. Pascacio. 2012. Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas. pp. 732-740. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Griscom, B.W., J. Adams, P.W. Ellis, R.A. Houghton, G. Lomax, D.A. Miteva, W.H. Schlesinger, D. Shoch, J.V. Siikamäki, P. Smith, P. Woodbury, C. Zganjar, A. Blackman, J. Compari, R.T. Conant, C. Delgado, P. Elias, T. Gopalakrishna, M.R. Hamsik, M. Herrero, J. Kiesecker, E. Landis, L. Laestadius, S.M. Leavitt, S. Minnemeyer, S. Polasky, P. Potapov, F.E. Putz, J. Sanderman, M. Silvius, E. Wollenberg and J. Fargione. 2017. Natural climate solutions. *PNAS* doi:10.1073/pnas.1710465114.
- Kohl, M., T. Baldauf, D. Plugge and J. Krug. 2009. Reduced emissions from deforestation and forest degradation (REDD): A climate change mitigation strategy on a critical track. *Carbon Balance Management* doi: 10.1186/1750-0680-4-10
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- INEGI. 1997. Base de datos geográficos. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación (vectorial). Escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Ags. 56 p.
- INEGI. 1998. Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.0. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2007a Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie II. México.
- INEGI. 2007b Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie III. México.
- INEGI. 2007c Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie IV. México.
- INEGI. 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000. Serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 77 p.
- IPCC 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 2. Land Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Medrano, E., F. Ibarra, L.A. Palacios, I. Jiménez y F. Paz. 2012. SPIAS: un sistema para proceso de imágenes satelitales a escala de país. pp. 353-358. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Medrano-Ruedaflares, E., F. Paz-Pellat y E. Chávez-Castillo. 2014. Nueva plataforma para el Sistema de Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I). pp. 261-267. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-2-9.
- Palacios, L.A., F. Paz, J. L. Oropeza, B. Figueroa, M. Martínez, C. Ortiz, y A. Exebio. 2006. Clasificador genérico de objetos en imágenes ETM+, *Agrociencia* 40: 613-626.
- Palacios Sánchez, L.A., F. Paz Pellat, J.L. Oropeza Mota, B. Figueroa Sandoval, M. Martínez Menes, C.A. Ortiz Solorio y A. Exebio García. 2018. Corrector atmosférico en imágenes Landsat. *Terra Latinoamericana* 36:309-321.
- Paz, F. 2010. Documento de referencia para la estimación de la cobertura aérea anual de la vegetación y productos derivados, en el estado de Chiapas. Reporte preparado para Conservación Internacional México A.C: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas 93 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- Paz, F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). pp. 693-699. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Paz, F. 2014. ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS? pp. 471-477. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-2-9.
- Paz, F., C.O. Cruz, J.A. Argumedo, M.I. Marín y J. Etchevers. 2010a. Documento de referencia del carbono orgánico en el suelo (COS), en el Estado de Chiapas. Anexo 2 del Informe final consultoría para Conservación Internacional México A.C. 37 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- Paz, F., M.I. Marín, M. Reyes, F. Ibarra y F. Pascual 2010b. Documento de referencia para la estimación de la cobertura aérea anual de la vegetación y su tendencia de cambio en el estado de Chiapas. Reporte preparado para Conservación Internacional México A.C: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas 93 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- Paz, F., M.I. Marín, E.R. Medrano, F. Ibarra y F. Pascual. 2010c. Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes LANDSAT, TM y ETM+ y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php.
- Paz, F., B. de Jong, M. Reyes, F. Ibarra, M.I. Marín y M. Olguín. 2012. Un ejercicio de construcción de escenarios de referencia de carbono multi-escala en Chiapas. pp. 239-247. En: 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Paz, F., A. Cano, M. Bolaños, J. Chávez, M.I. Marín y E. Romero. 2018. Factor de reflectancia bi-cónica en especies vegetales contrastantes: modelación global. *Terra Latinoamericana* 36:61-73.
- Paz-Pellat, F., A.S. Velázquez-Rodríguez, J.D. Etchevers-Barra, C.I. Hidalgo-Moreno, M. Bolaños-González, B. de Jong, S. Covalada-Ocón, M. Fuentes-Ponce, G. Vela-Correa, F. García-Oliva, Mario Guevara y R. Vargas. 2019. Capítulo 20: Suelos. pp. 436-468. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- Paz-Pellat, F., V.M. Romero-Benítez, J.A. Argumedo-Espinoza, M. Bolaños-González, B. de Jong, J.C. de la Cruz-Cabrera y A. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 23: Dinámica del uso del suelo y vegetación. pp. 529-572. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- SARH. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. D.F., México 81 p.
- SEMAHN. 2011. Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas. <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf> (Consulta: agosto 30, 2016).
- UNFCCC. 2014. La convención del cambio climático. Recuperado de http://unfccc.int/portal_espanol/informacion_basica/la_convencion/items/6196.php.
- UNFCCC. 2015. The Paris Agreement. Recuperado de http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php.
- UNFCCC. 2016. Key decisions relevant for reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries (REDD+). Decision booklet REDD+. Recuperado de http://unfccc.int/land_use_and_climate_change/lulucf/items/6917.php.

COSTOS DE OPORTUNIDAD DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CAFÉ ORGÁNICO EN LA SIERRA MADRE DE CHIAPAS, MÉXICO

OPPORTUNITY COSTS OF ORGANIC COFFEE PRODUCTION SYSTEMS IN THE SIERRA MADRE DE CHIAPAS, MEXICO

Marcos Casiano-Domínguez^{1†}, Fernando Paz-Pellat²

¹ Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.

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

[†] Autor para correspondencia: marcos.casiano@pmcarbono.org

RESUMEN

El objetivo fue estimar los costos de oportunidad de los sistemas de producción de café orgánico bajo sombra (variedades de porte alto), que implica la conservación de los acervos de carbono y la agrobiodiversidad, frente a los sistemas de producción de café con variedades poco tolerantes a la sombra como algunas variedades derivadas de híbridos de Timor o HT como actividad alternativa, en la Sierra Madre de Chiapas, México. La utilidad obtenida (a precios del 2017) una vez establecida la producción en sistemas bajo sombra (variedades de porte alto) correspondió a \$7 843.00 ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en los sistemas de producción bajo sombra (derivados de HT), la utilidad fue de \$6 382.00 ha⁻¹ año⁻¹. La diferencia de utilidades fue de \$-1 461.00 ha⁻¹ año⁻¹, la cual representó el costo de oportunidad (negativo) de mantener sus tierras con árboles de sombra. Sin embargo, la producción de café orgánico mediante el sistema de producción bajo sombra es 7.62 veces más rentable en un horizonte de 30 años que el sistema de producción de baja sombra, sin agregar la valoración económica que puede obtener por pago de servicios ambientales como carbono, agua y biodiversidad.

Palabras Clave: REDD+; pago por servicios ambientales; deforestación; usos alternativos del suelo

ABSTRACT

The objective of the present work was to estimate the opportunity costs of the systems of production of organic coffee under shade (varieties of high size) that implies the conservation of the carbon stores and the agrobiodiversity in front of the systems of production of coffee with varieties little tolerant in the shade some varieties derived from hybrids of Timor or HT) as an alternative activity, in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. The profit obtained (at 2017 prices) once the production was established in shaded systems (tall varieties) corresponded to \$7 843.00 ha⁻¹ year⁻¹, while in the low shade production systems (derived from HT), the utility was \$6 382.00 ha⁻¹ year⁻¹. The difference in profits is \$-1 461.00 ha⁻¹ yr⁻¹; it is represented by the opportunity cost (negative) of maintaining their lands with shade trees. However, the production of organic coffee through the production system under shade is 7.62 times more profitable, in a horizon of 30 years, than the production system of low shade, without adding the economic valuation that can be obtained by payment of environmental services as carbon, water and biodiversity.

Index words: REDD+; environmental services payments; deforestation; alternative land uses

INTRODUCCIÓN

El estado de Chiapas, México, reúne la mayor cantidad de productores organizados en torno al cultivo de café (*Coffea arabica L.*) para grano. Dichos productores son pioneros y líderes en materia de cultivo de café diferenciado: orgánico, de conservación, de comercio justo y otros (Pohlan y Roque, 2009). La orografía de Chiapas le permite contar con diferentes pisos altitudinales para el cultivo del café, en especial la Sierra Madre de Chiapas (SMC), que es una de las áreas de mayor importancia a nivel nacional en cuanto a la producción del grano (Schroth *et al.*, 2009).

A partir del año 2014, en la SMC la epidemia de la roya (*Hemileia vastatrix Berk y Br*) generó pérdidas de calidad de los granos de café y rendimiento por hectárea de hasta 40% de la producción (Fig. 1), pese a que este hongo ha tenido presencia en el país desde los años 80 y los caficultores aprendieron a coexistir con ella (Escamilla, 2017). La disminución en el rendimiento por hectárea de café, atribuible a la roya, empeoró en plantaciones de avanzada edad, mientras que la demanda del mercado crece, como indican datos de Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (FIRA), que estimó que tan solo para el año 2016/2017, el consumo internacional se incrementaría en un 1.5% con respecto al ciclo previo (Espinosa *et al.*, 2016).

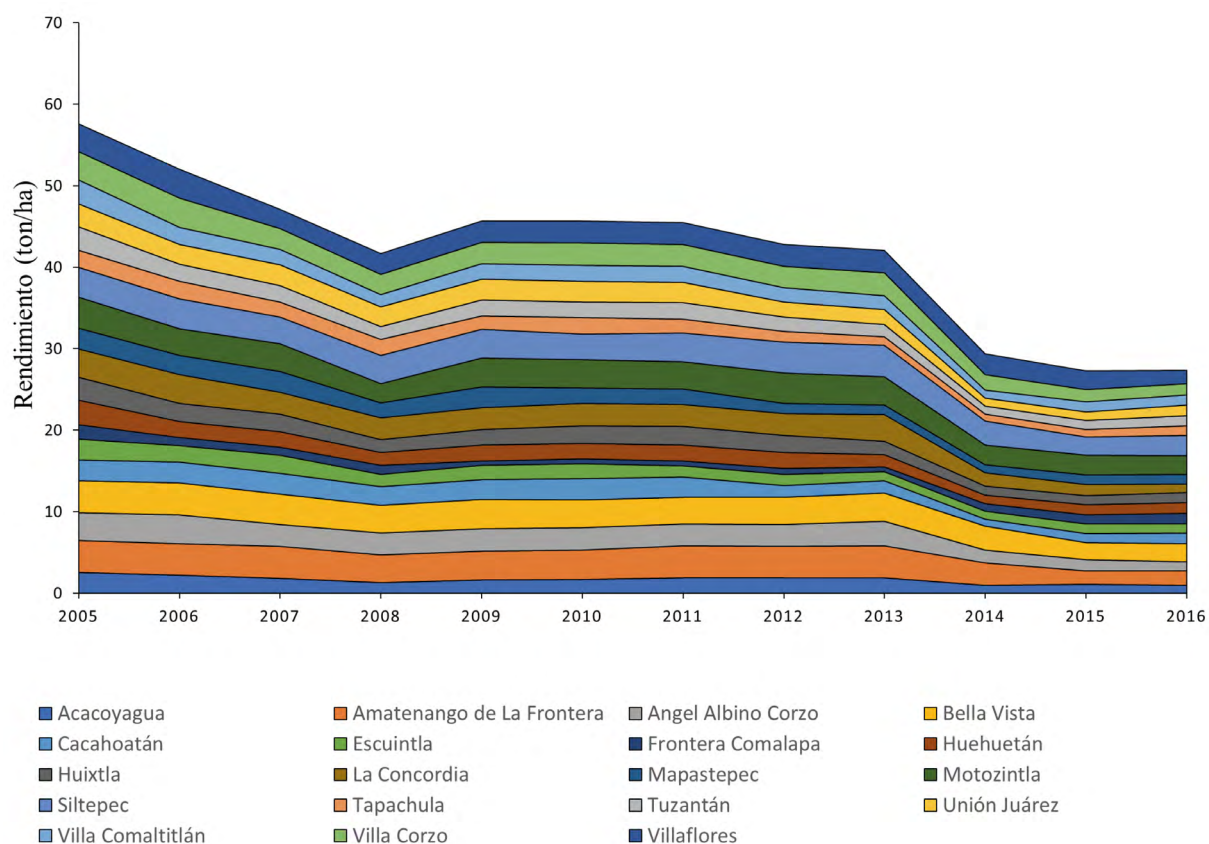


Figura 1. Histórico de producción de café (2005-2016) en los municipios cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas. Rendimiento de café cereza en la Sierra Madre de Chiapas durante 2004 a 2016. Elaboración propia con datos SIAP-SAGARPA. Fuente: <http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos.php> (Consultado el 14 de septiembre de 2017).

Ante los problemas ocasionados por la roya, algunos cafecultores optaron por abandonar las labores agrícolas del café para enfocarse a la producción de maíz y frijol de auto abasto, algunos otros han preferido especializar e intensificar el cultivo mediante la renovación del cafetal con la introducción de nuevas variedades resistentes a plagas y enfermedades, como Catimor y Sarchimor (Benítez, 2017).

Las variedades resistentes que prometen ser una alternativa y que están disponibles para la renovación de cafetales susceptibles a las afectaciones de roya, son derivadas de híbridos de Timor (HT; llamadas catimores y sarchimores); además, se adaptan a diferentes pisos altitudinales (Gaitán y Pachón, 2010, Eakin *et al.*, 2011). Por otra parte, autores como Barrera (2002) y Schroth *et al.* (2009) han expuesto que, si bien con las variedades tolerantes se controla la roya, también implica la cosecha de granos de inferior calidad organoléptica del café, tales como: aroma, cuerpo, acidez, sabor y preferencia, en donde las variedades árabes tradicionales las superan (Escamilla, 2007; Benítez, 2017). Además, las variedades tolerantes a la roya requieren apertura del dosel, es decir, retirar la sombra de los cafetales, lo que promueve la deforestación y la degradación de los sistemas agroforestales, así como el uso de paquetes tecnológicos, como fertilizantes y pesticidas, lo que implica mayores gastos económicos (Aguilar-Støen *et al.*, 2013). Por lo tanto, el problema en sí, radica en que la respuesta a la epidemia de la roya con variedades tolerantes y de baja calidad en el grano, no son compatibles con el manejo tradicional de la sombra, lo que genera deforestación y degradación forestal por cambio de uso de suelo y, en consecuencia, conduce a una crisis social, ambiental y económica en la SMC.

Para atender el problema, el Programa Mexicano del Carbono (PMC), propuso el pago por servicios ambientales como una alternativa para mantener los acervos de carbono y agrobiodiversidad en la producción de café, para que, además, se promuevan mejoras ambientales y socioeconómicas. Así, en 2016 el PMC lanzó la campaña “Una REDD para Salvar la Sombra de la Sierra Madre de Chiapas” (PMC, 2016). En la primera etapa, la campaña se enfocó en la caracterización biofísica de los cafetales en la zona y al inventario de contenidos de carbono, además de obtener datos sobre riqueza de especies y de fertilidad de suelos.

El pago por servicios ambientales ecosistémicos es uno de los mecanismos que generan incentivos para la

conservación. Los costos de oportunidad son la base para el pago por servicios ambientales que brindan los ecosistemas y el objetivo es pagar al propietario por mantener su tierra con uso de suelo forestal. Para determinar los montos que deberán pagarse, es necesario estimar la utilidad que le generaría al propietario utilizar su tierra en actividades alternativas, como pueden ser las agrícolas, pecuarias, industriales o urbanas (White y Minang, 2011). Dado que el interés es la valoración de la sombra y no el cambio del cultivo de café por otro cultivo agrícola distinto, el análisis hizo énfasis en el cambio de labor cultural de pasar un de cultivo de café bajo sombra a sistemas agroforestales de baja (o mínima) sombra, ambos en el mismo esquema de producción orgánica y subsidiada.

El objetivo del presente trabajo fue estimar los costos de oportunidad de los sistemas de producción de café orgánico bajo sombra, lo que implica la conservación de los acervos de carbono y la agrobiodiversidad frente a los sistemas de producción de café con variedades poco tolerantes a la sombra (sin sombra), como actividad alternativa. Bajo la hipótesis de que el esquema de producción de café orgánico de baja sombra, o bajo sombra, es más rentable económica y ecológicamente, los costos de oportunidad serán más altos que bajo el esquema de producción sin sombra.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación geográfica

El trabajo se realizó para la región de la Sierra Madre de Chiapas, que se localiza en el sur de la entidad. La SMC se ubica entre las coordenadas extremas: 94°08'21'' Oeste y 17°08'13.07'' Norte, 9°54'49.83'' Oeste y 17°08'1.01'' Norte. La SMC limita al norte con Veracruz, las regiones Montañas del Norte y Depresión Central; al sur con la región Llanura Costera del Pacífico; al este con Guatemala y, al oeste, con Oaxaca.

La SMC, geográficamente ocupa parte de las regiones económicas Frailesca, Istmo Costa y Soconusco. La vegetación natural predominante es Bosque Mesófilo de Montaña (Selva de Niebla) y la Selva Tropical Húmeda del Soconusco (Selva Mediana), lo que la convierte en una de las zonas más húmedas del país. El clima varía entre los cálidos y los templados-húmedos, presentan una temperatura media anual de 22°C (INE, 1998; Montesinos 2008; Castro 2009).

En la SMC se produce café, maíz, frijol, frutas, maderas finas y se obtienen productos de la apicultura como la miel. En la SMC se encuentra el Área Natural Protegida El Triunfo, decretada como tal el 13 de marzo de 1990, en donde hay 175 especies de aves, como quetzal y pavón; una gran variedad de mamíferos, como el jaguar y el tapir, además de más 800 especies de plantas (Castro 2009).

Estimación de los costos de oportunidad de REDD+

Se utilizó el manual de capacitación para la estimación de los costos de oportunidad de REDD+. Dicho manual sugiere cuatro componentes sobre los que se calculan los costos de oportunidad: 1) Análisis de cambios del uso del suelo, 2) Medición del carbono, 3) Cálculo de Utilidades (rentabilidad) y 4) Cálculo de una curva de costos de oportunidad y curvas de abatimiento (White y Minang, 2011).

1. Análisis de cambios del uso del suelo: Debido a que el interés en la presente investigación es la valoración de la sombra y no el remplazo del cultivo de café por otro cultivo agrícola, el análisis de cambio de uso del suelo se realizó bajo el supuesto de que los actuales sistemas agroforestales de producción café bajo sombra pueden cambiar a sistemas de baja o mínima sombra, por lo tanto, se estimaron las utilidades de la producción de café bajo sombra y convencional sin sombra.

2. Medición del carbono: La estimación del contenido de carbono se realizó con base en la metodología Winrock (Walker *et al.*, 2012), adaptada para México por el Programa Mexicano del Carbono, la cual cumple con los lineamientos del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). En colaboración con cooperativas, autoridades, y pequeños productores la metodología para inventarios de carbono y biodiversidad se aplicó en 82 sitios y 151 puntos de control de 42 comunidades de los 21 municipios de la Sierra Madre de Chiapas.

3. Cálculo de Utilidades (rentabilidad): Los costos de producción fueron el resultado de sumar los montos asociados a conceptos económico-financieros de los sistemas de producción de café bajo sombra y los sistemas de cultivo de café de baja sombra o sin sombra. Los montos asociados a conceptos económico-financieros se obtuvieron directamente mediante encuestas realizadas a 51 productores miembros de

la cooperativa Comon Yaj Noptic. Los conceptos económico-financieros y sus costos asociados, se sistematizaron en formato de paquetes tecnológicos mediante los cuales se obtuvieron datos de costos de insumos, número de jornales, costos por jornal, subsidios a la producción de café orgánico, rendimiento por hectárea, así como, los precios de venta del café orgánico en la SMC e ingresos totales por concepto de venta de café. Las utilidades se obtuvieron mediante la diferencia entre los costos de producción y el valor de la producción vendida.

4. Cálculo de una curva de costos de oportunidad y curvas de abatimiento: En el caso de análisis de costos de oportunidad, los parámetros clave considerados fueron las utilidades y el contenido de carbono de la vegetación asociada a los sistemas de producción de café bajo sombra y los sistemas de cultivo de café de baja sombra.

La rentabilidad es una forma concisa y conveniente de describir el concepto de beneficios menos costos en el tiempo, determinada por Valor Presente Neto o VPN. Por ello, en este trabajo, la rentabilidad expresada en términos del VPN se utilizó para representar el concepto general de los beneficios netos que reciben los usuarios de la tierra a partir de la producción de café orgánico bajo sombra con variedades de porte alto y en sistemas de baja o mínima sombra con variedades de derivadas de HT, en un tiempo de renovación a 20 años (aun cuando el proyecto se evaluó a 30 años) y a una tasa de descuento del 12%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados (Figura 2) indican que las parcelas de los entrevistados tienen una superficie de entre 0.5 a 10 ha. El tipo de tenencia de la tierra es pequeña propiedad; el café es el producto más importante bajo el sello de orgánico; como sistema de ahorro cuentan con ganado bovino (5 cabezas máximo), cerdos y gallinas. Los productores cuentan con despulpadora manual, patio de secado y bodegas rústicas de madera y de concreto. El suministro de fuerza laboral es eminentemente familiar y de asociación con vecinos u otros familiares. La asistencia técnica la provee la Organización Comon Yaj Noptic y se tiene acceso a ella solo como miembro de dicha cooperativa. Algunos productores se emplean en otras actividades (en la cooperativa Comon Yaj Noptic) para capitalizar su producción.

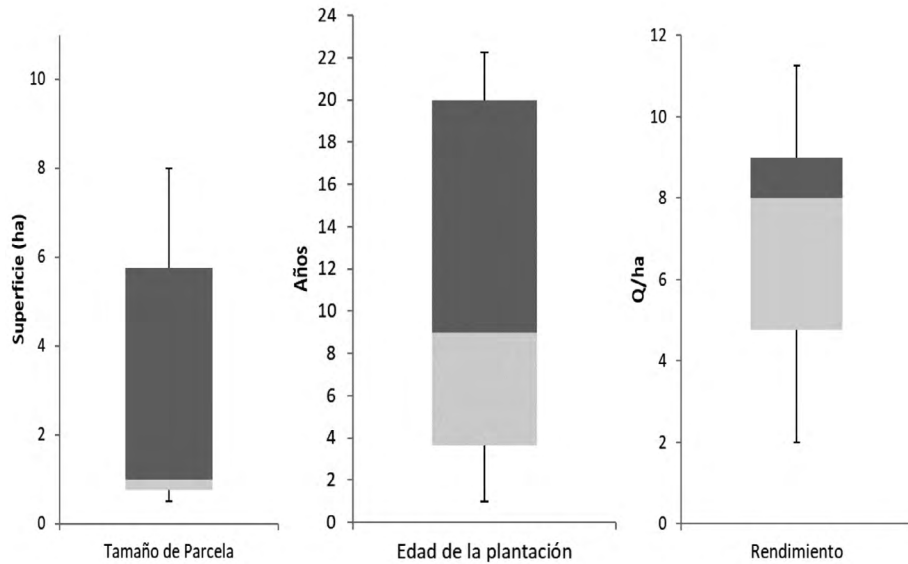


Figura 2. Superficie, edad y rendimiento de los cafetales de producción orgánica bajo sombra en la Sierra Madre de Chiapas. Fuente: Elaboración propia con datos de encuestas de 2017.

Los resultados de las encuestas indican que, a partir de plantaciones de 10 y 30 años, se obtienen rendimientos promedio de 5 a 7.5 Qq ha⁻¹, Figura 2.

Los productores encuestados reportaron que la renovación paulatina de las plantaciones de café en la SMC se realiza con la reintroducción de variedades Bourbon y Typica, las cuales se caracterizan por ser de porte alto, tolerantes a la sombra, lo que permite la conservación de los acervos de carbono. En tanto que en renovaciones totales, o nuevas plantaciones de

café, se utilizan variedades intolerantes a la sombra, pero tolerantes a la enfermedad de la roya y se caracterizan fenotípicamente por ser de porte bajo, denominadas Híbridos de Timor (HT), tales como Caturra, Catuai, Costa Rica 95, Lempira y otros como Maragogype, Figura 3. En dichas renovaciones se retira la vegetación nativa y por lo tanto los acervos de carbono, al tiempo que se invierte en mayores costos de instalación de los cafetos.

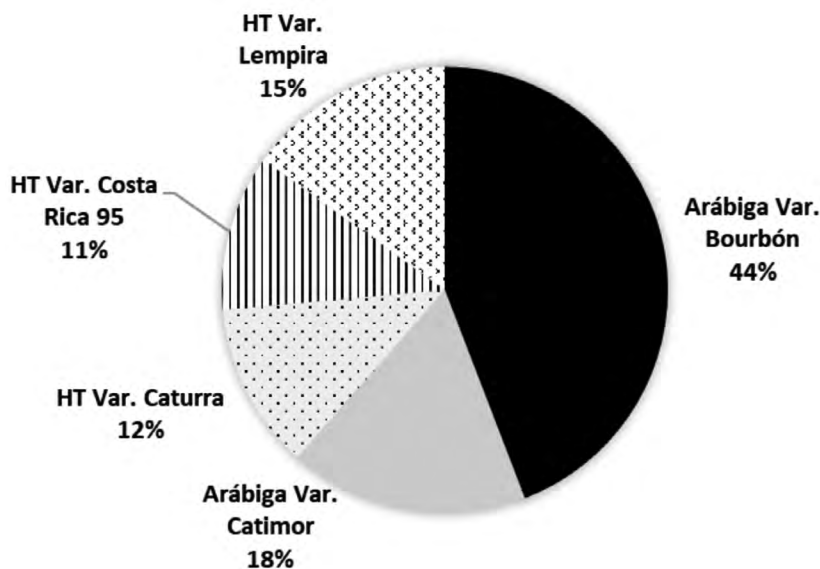


Figura 3. Edad y variedades de café en los sistemas de producción con el sello de Orgánico, en la Sierra Madre de Chiapas. Fuente: Elaboración propia con datos de encuestas.

El ensayo de la producción, en ambos procesos, ocurre a los dos años del establecimiento de la plantación y la producción plena se da al tercer año.

Medición del carbono

El PMC en colaboración con cooperativas, autoridades, y pequeños productores, realizó un total

de 82 sitios de inventarios de carbono y biodiversidad y 151 puntos de control en 42 comunidades de 21 municipios de la Sierra Madre de Chiapas. Los resultados del contenido de carbono de la biomasa forestal se muestran en la Figura 4.

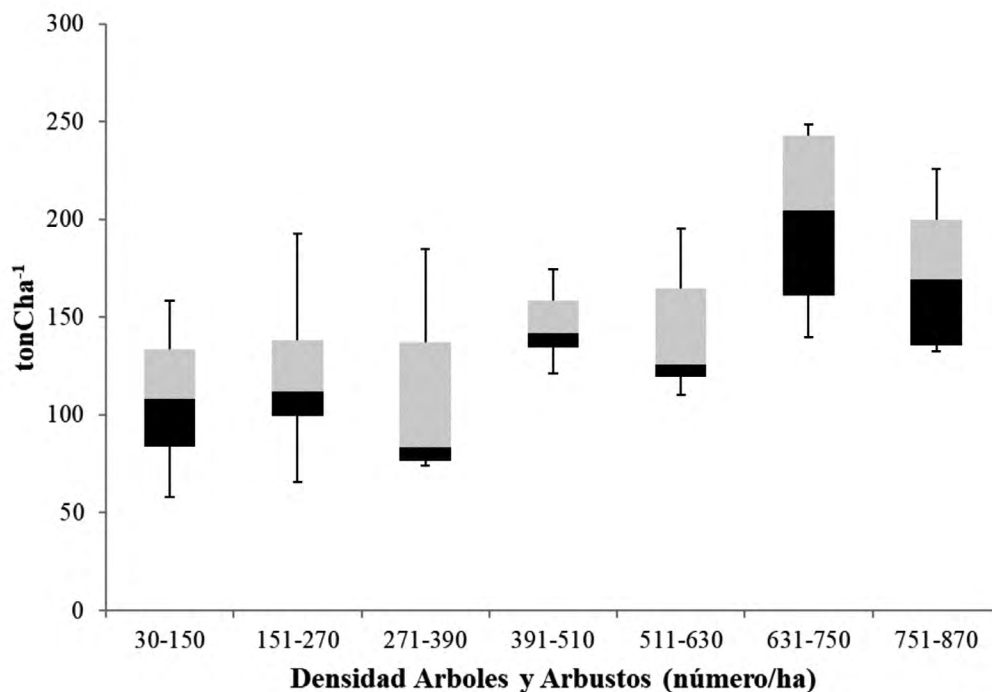


Figura 4. Densidades de Carbono de la biomasa forestal área en la SMC.

Estructura de costos, rendimientos e ingresos por ventas

Los costos de producción anual de café orgánico bajo sombra con renovación paulatina (variedades de porte alto) se estimó en \$24 197 año⁻¹ y con fertilizante subsidiado el costo disminuyó a \$15 772 año⁻¹. Al año 5 y en los 15 años sucesivos, los costos de producción sin subsidio se estimaron en \$20 722 año⁻¹ y en \$12 297 año⁻¹ con fertilizante subsidiado.

El esquema de producción de variedades de porte alto con renovación paulatina, reportó un rendimiento potencial máximo de 3.8 ton ha⁻¹ de café cereza.

Conbase en información directa de los cafecultores, ante el problema de la roya, en la región se encontraron

rendimientos de 1 a 2.5 ton ha⁻¹, por lo que al renovar las plantas del primer cuarto de hectárea se reportó una disminución del rendimiento en la misma proporción y así sucesivamente en los siguientes tres años. En el tercer año inicia el proceso de producción del primer cuarto renovado que complementa la producción del último cuarto, que aún no que ha sido renovado. En año cuatro se inicia la producción del segundo cuarto renovado y se establece la producción plena del primer cuarto, de esta manera, la producción no llega a cero; sin embargo, la producción de café a máxima capacidad (3.8 ton ha⁻¹) se logra a los 7 años de haber iniciado la renovación (Figura 5).

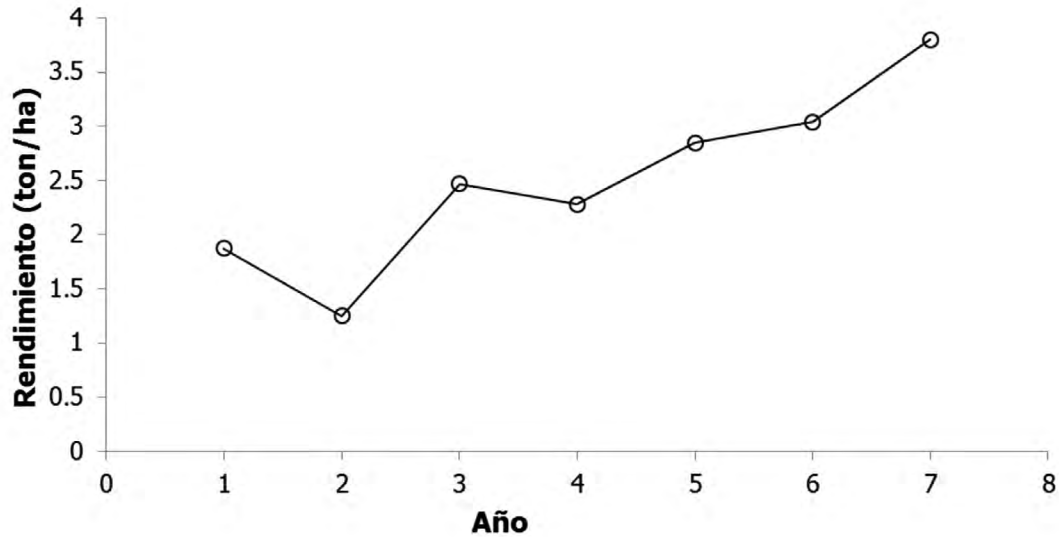


Figura 5. Rendimientos de café cereza proveniente de una plantación de renovación con variedades de porte alto.

Los costos de producción en plantaciones nuevas con variedades derivadas de HT y baja o mínima sombra, se estimaron en \$41 009 ha⁻¹ en la etapa de establecimiento (año 1), sin subsidio de fertilizantes, en tanto que subsidiado se estimó en \$31 584 ha⁻¹. En el segundo año la plantación solo requiere de cuidado agronómico, por lo que los costos de producción disminuyen a \$22 233 ha⁻¹ y \$13 308 ha⁻¹, sin y con subsidio, respectivamente. En el tercer año se establece la producción del nuevo cafetal y se requiere mayor

mano de obra para realizar la cosecha, lo que justificó el incremento anual de los costos de producción a \$26 393 ha⁻¹·año⁻¹ sin subsidio y a \$17 468 ha⁻¹·año⁻¹ con fertilizante subsidiado.

Los ingresos que obtuvieron por ventas de café estuvieron ligados a la producción a anual, la cual se encontró que es gradual conforme a los años en los que se realizó la renovación de cafetos, Figura 6. El máximo rendimiento de café en la zona fue de 4.5 ton ha⁻¹ de café cereza.

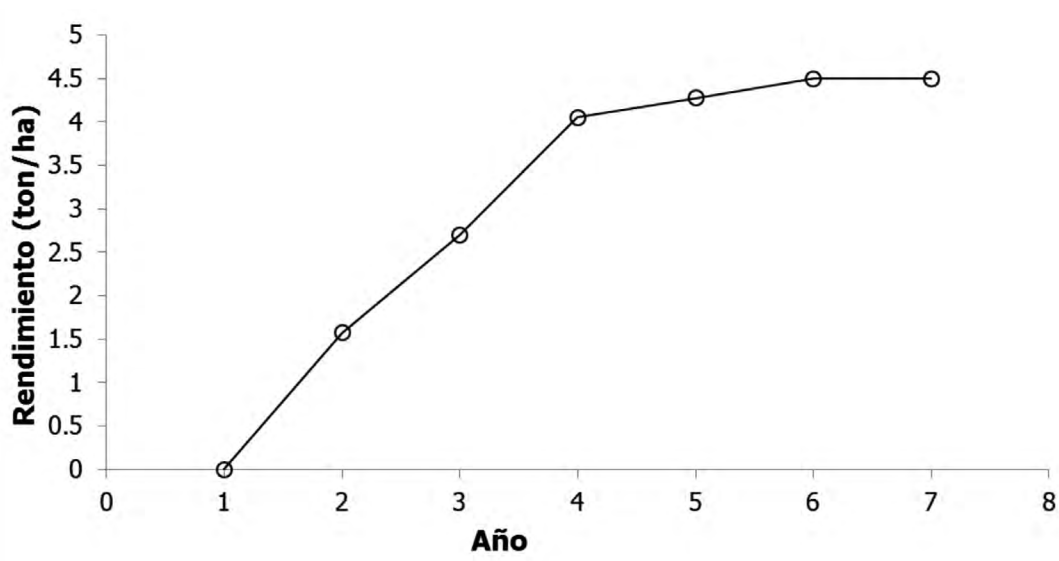


Figura 6. Distribución de rendimientos en una parcela de renovación total en un año, con variedades de porte bajo.

Estimación de utilidades

La utilidad estimada (a precios del 2017) posterior al establecimiento de la producción en sistemas bajo

sombra (variedades de porte alto), correspondió a \$7 843 ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en los sistemas de producción de baja sombra (derivados de HT), la utilidad fue de \$6 382 ha⁻¹ año⁻¹ (Figura 7).

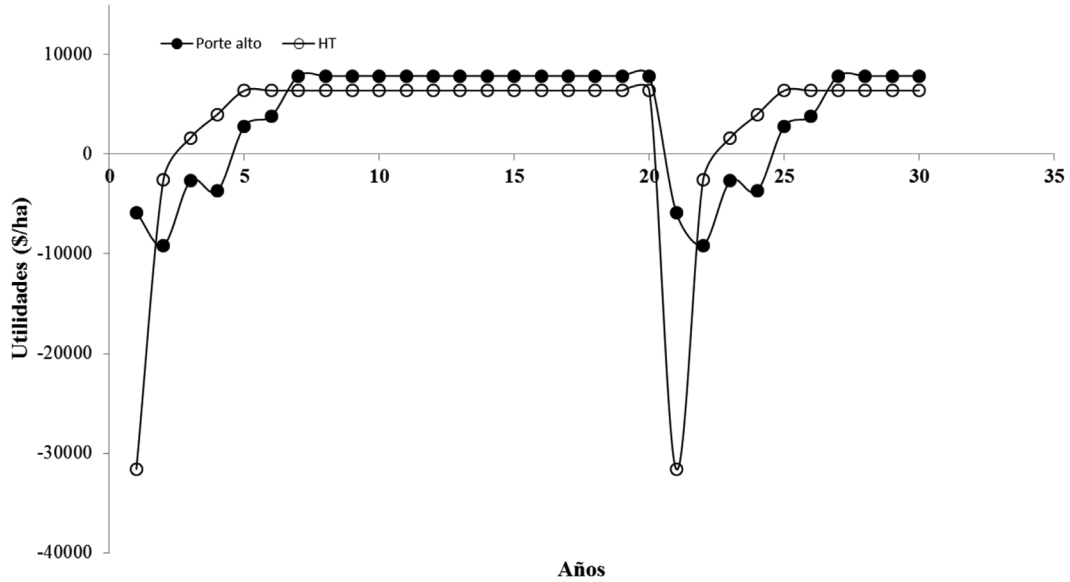


Figura 7. Utilidades de los sistemas de producción de café orgánico en la SMC. Fuente: Elaboración propia.

Se obtuvo un VPN de \$14 683 ha⁻¹, para el sistema de producción de café bajo sombra con variedades de

porte alto, mientras que, para el sistema de baja sombra, el valor de VPN fue de \$1 926.40 ha⁻¹, Figura 8.

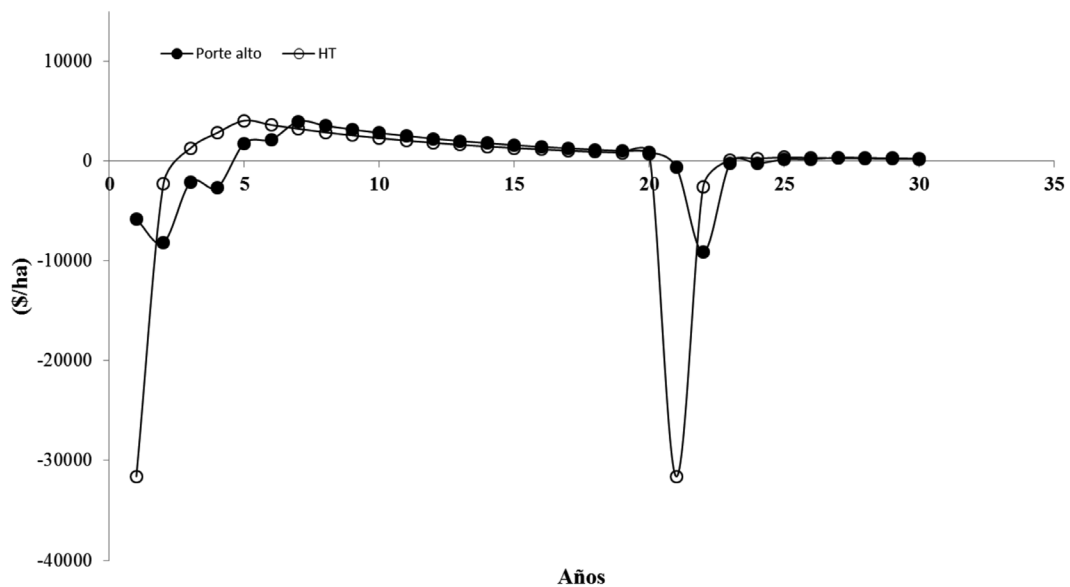


Figura 8. Análisis de rentabilidad anual, para un horizonte de 30 y a una tasa de descuento del 12%. Fuente: Elaboración propia.

DISCUSIÓN

La diferencia de utilidades entre el sistema bajo sombra (variedades de porte alto) y el sistema de producción de baja o mínima sombra (derivados de HT) es de \$-1 461 ha⁻¹ año⁻¹; lo representa el costo de oportunidad (negativo) de mantener sus tierras con árboles de sombra, implicando que un cambio de cafetal (HT), además de los impactos ambientales, no tiene una justificación económica. Sin embargo, las pérdidas pueden llegar a ser mayores si se consideran otros pagos adicionales por actividades económicas sustentables realizadas bajo uso de suelo forestal como la conservación de la biodiversidad o el secuestro de carbono. También es importante tener en cuenta que, especialmente en regiones rurales, el valor de la producción no siempre está basado en el dinero. En la Sierra Madre de Chiapas, el aporte de trabajo familiar es de gran valor en el proceso.

La rentabilidad de los sistemas de producción de café bajo sombra es más rentable que los sistemas de producción de baja o mínima sombra (VPN \$14 683 ha⁻¹ > \$1 926 ha⁻¹). La baja productividad y los costos iniciales de inversión de los sistemas de producción de baja sombra disminuyen los valores estimados del VPN.

CONCLUSIONES

Los costos de oportunidad en caso de pasar de un sistema de producción de café bajo sombra (variedades de porte alto) a uno de baja o mínima sombra (derivados de HT) es de \$-1 461.00 ha⁻¹ año⁻¹, que representa el costo de oportunidad negativos de mantener sus tierras con árboles de sombra y genera pérdidas económicas. Sin embargo, la producción de café orgánico mediante el sistema de producción bajo sombra es 7.62 veces más rentable, en un horizonte de 30 años, que el sistema de producción de baja o mínima sombra, sin agregar la valoración económica de que puede obtener por pago de servicios ambientales como carbono, agua y biodiversidad.

El ejercicio analizado pone en perspectiva las políticas públicas no fundamentadas que inciden en pérdidas de carbono (sombra), agua y biodiversidad, además de pérdidas financieras para lo productores que adoptan prácticas promovidas por el sector gubernamental.

LITERATURA CITADA

- Aguilar-Støen, M., A. Angelsen, K. A. Stølen, and S. R. Moe. 2013. The emergence, persistence, and current challenges of coffee forest gardens: a case study from Candelaria Loxicha, Oaxaca, Mexico. *Society and Natural Resources* 24:1235–1251.
- Castro, J. C. 2009. Diagnóstico general de la Reserva de la Biosfera el Triunfo, reporte para el subconsejo técnico, Comisión Nacional de Áreas Protegidas.
- Barrera, J. F. 2002. Tres plagas del café en Chiapas. Primera Edición. Tapachula, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur. 7 p.
- Benítez Kánter, M. 2017. Huertos familiares y alimentación de grupos domésticos cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristobál de Las Casas, Chiapas
- Eakin, H., L. A. Bojórquez-Tapia, R. M. Diaz, E. Castellanos and J. Hagggar. 2011. Adaptive capacity and social-environmental change: theoretical and operational modeling of smallholder coffee systems response in Mesoamerican Pacific Rim. *Environmental Management* 47:352-367.
- Escamilla, P. E. 2007. Influencia de los factores ambientales, genéticos, agronómicos y sociales en la calidad del café orgánico en México. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Veracruz. Veracruz, México
- Espinosa-García, J. A., J. Uresti-Gil, A. Vélez-Izquierdo, G. Moctezuma-López, D. Uresti-Durán, S.F. Góngora-González y H. D. Inurreta-Aguirre. 2016. Productividad y rentabilidad potencial del café (*Coffea arabica* L.) en el trópico mexicano. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7:2011-2024
- Gaitan, C. A. y F. A. Pachón. 2010. Causas para la adopción de tecnologías para la renovación de cafetales-Caso El Colegio (Cundinamarca). *Agronomía Colombiana* 28:329-336
- González, G. G. I. 2014. Autogestión productiva para el desarrollo agrario en México (opciones para la economía familiar indígena y campesina). *Autogestión Productiva y Sustentabilidad Agraria* 11.
- INE. 1998. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera el Triunfo, Instituto Nacional de Ecología.
- Montesinos, C. V. 2008. Reserva de la Biosfera el Triunfo, Comisión Nacional de Áreas Protegidas.
- Pohland J. y P. Roque. 2009. Asistencia técnica en la elaboración del plan estatal de desarrollo de la cafecultura del estado de Chiapas (en todas las etapas de 73 la cadena productiva y en alianza público-privada) y de su estrategia de marca. Programa de Desarrollo Social Integral y Sostenible (PRODESIS) 139 p.
- PMC. 2016. Breves de Políticas Públicas del Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. http://pmccarbono.org/pmc/breves_politicas_publicas/una_REDD_para_Salvar_la_Sombra_Sierra_Madre_Chiapas.php

- Saldaña Arguello, G. G. 2017. Toma de decisiones en la adopción de variedades frente al problema de la roya por caficultores organizados en Chiapas. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, México.
- Schroth, G., P. Laderach, J. Dempewolf, S. Philpott, J. Haggard, H. Eakin, T. Castillejos, J. Garcia Moreno, L. Soto Pinto, R. Hernández, A. Eitzinger and J. Ramirez-Villegas. 2009. Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 14:605–625.
- SIAP. 2018. Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta Nueva Generación (SIACON NG). Recuperado de: <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>
- White, D. and P. Minang. 2011. Estimación de los Costos de Oportunidad de REDD+ Manual de Capacitación, version 1.3. World Bank Institute. Washington, D.C.

DEGRADACIÓN DE SUELOS Y NECESIDAD DE POLÍTICAS PÚBLICAS

SOIL DEGRADATION AND THE NEED FOR PUBLIC POLICIES

Jorge D. Etchevers^{1†}, Claudia Hidalgo¹ y Fernando Paz²

¹Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México.

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

[†]Autor para correspondencia: jetchev@colpos.mx.

RESUMEN

La superficie de la Tierra que se cultiva es del orden del 11%, muy similar al porcentaje del territorio de México que se siembra anualmente. Si se consideran los pastizales dedicados a la ganadería, la superficie agropecuaria del país alcanza a 35% de su territorio. Esa área comprende los suelos que han dado de comer y deberán seguir haciéndolo a muchas generaciones venideras porque, por ahora, no hay otro planeta habitable, por ello hay que cuidarla. Desgraciadamente a ese medio de producción se le presta escasa atención pública. En contraste, agua, clima y biodiversidad están casi cotidianamente presentes en la atención de los habitantes del planeta. En México, así como en muchos países del mundo, urge el establecimiento de políticas públicas destinadas a evitar un deterioro del suelo mayor que el que ya se le ha infringido, particularmente en el último siglo, como consecuencia de no existir conciencia pública de su verdadero valor y de considerarlo un insumo casi inagotable. Las políticas y estrategias que se diseñen para su conservación, su mejoramiento y que continúe su degradación son de responsabilidad del Estado. Llama la atención que la importancia del suelo ha sido soslayada en los Objetivos del Desarrollo Sostenible, probablemente por una deficiencia propia de aquellos que lo estudiamos que hemos sido incapaces de transmitir a la sociedad el valor presente y futuro de este recurso natural. Postulamos que, por permanecer siempre en el mismo lugar, desde que nacemos hasta que morimos, hace que los seres humanos mostremos desinterés por el suelo y se le considere un recurso inacabable e inmanente. La presente reflexión aborda una de las varias funciones de cumple el suelo, la producción de alimentos y fibra, y urgimos a los gobiernos y a la sociedad entera a tomar conciencia para guardar su integridad, fundamental para la existencia de la vida en la Tierra.

Palabras Clave: *pérdida de suelo; estimaciones; estrategias para su conservación; funciones del suelo.*

ABSTRACT

The surface of the cultivated Earth is 11%, very similar to the percentage of the territory of Mexico planted annually. If we consider pastures for livestock feeding, the agricultural area reaches 35% of its surface. This area includes the soils that have fed and should continue to feed many more generations. There is no other habitable planet, so we must take care of it. Unfortunately, the soils receive little public attention. In contrast, water, climate, and biodiversity are almost daily present in the attention of the planet's inhabitants. In Mexico, urges to establish public policies to prevent further soil deterioration than the actual one. Damage occurred mainly in the last century due to the lack of public awareness of its value; the soil is considered an almost inexhaustible input. The policies and strategies designed for its conservation, improvement, and continued degradation are the responsibility of the State. The Sustainable Development Goals overlook the importance of soil, probably due to a deficiency of those who studied it. We have been unable to transmit to society the present and future value of this natural resource. We postulate that because the soil remains in the same place since we are born until we die, human beings show disinterest, considering it an endless and immanent resource. The present reflection addresses one of the various functions of the soil: the production of food and fiber. We urge governments and society as a whole to become aware of its integrity, fundamental for the existence of life on Earth.

Index words: *loss of soil; estimations; strategies for its conservation; soil functions.*

LOS SUELOS Y SU SUSTENTABILIDAD

Los suelos son la base de la agricultura y tienen múltiples funciones que generan beneficios al medio ambiente y las sociedades humanas, por ello, Schulte *et al.* (2015) recomiendan desarrollar un marco de toma de decisiones de políticas públicas para su conservación y mejoramiento. Aun cuando en México (SEMARNAT, 2010 y 2015) se han desarrollado diferentes estrategias y programas para el manejo sustentable de los suelos, su implementación no ha dado los resultados esperados. No obstante, algunos estudios han generado información diagnóstica del estado de los suelos en México (SEMARNAT-CP, 2002; CONAFOR-UACH, 2013), que permiten definir posibles hojas de ruta en la conservación de este recurso. Las estimaciones del estado que guardan los suelos de la nación, se han realizado con información de campo relativamente escasa. En los últimos años se han hecho algunos progresos, particularmente en lo referente a la sustentabilidad de los suelos. Por ejemplo, Paz-Pellat *et al.* (2019) revisaron las estimaciones de erosión en México, generalmente sólo hídrica, mismas que muestran diferencias entre sí. La estimación más reciente a escala nacional sobre este tópico es la de CGG-SAGARPA y COLPOS (2009), documentada en Bolaños *et al.* (2016) y usada como base por el INEGI para su producto de erosión, aunque con inconsistencias (INEGI, 2015a y b). En el tema de la degradación de los suelos, el estudio más actualizado es el realizado por SEMARNAT-CP (2002), el cual tiene una antigüedad de casi 20 años.

Para el aspecto asociado a la degradación, el estado que guarda el COS es la variable más adecuada para estimar las perturbaciones antropogénicas y naturales, de acuerdo con metodologías estandarizadas (IPCC, 2003 y 2006). FAO ha propuesto un programa de recarbonización de los suelos (FAO 2017a, b y c; 2018; 2020a y b) como un medio asociado al manejo sostenible del recurso, principalmente en suelos agropecuarios. Otras iniciativas, tal como la “4 por mil” (MAAF, 2015; Minasny *et al.*, 2017) o la denominada Agricultura Climáticamente Inteligente (FAO, 2013; Banco Mundial, CIAT, CATIE, 2014a, b y c; Paustian *et al.*, 2016), están orientadas al mismo objetivo que la iniciativa de la FAO. Con la implementación de buenas prácticas de manejo es posible analizar posibles incrementos en el COS (The World Bank, 2012a y b), permitiendo mejorar la fertilidad y la productividad agrícola, en esquemas “ganar-ganar”.

No obstante, debe tenerse cuidado en la interpretación de la información obtenida en meta análisis y entender el proceso evaluado (*e.g.* Post y Kwon, 2000; Aryal *et al.*, 2018), para generar conocimiento y entender las hipótesis implicadas en análisis clásicos (Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020).

La calidad o salud del suelo (Doran, 2002; Doran *et al.*, 1996) es un prerrequisito para la seguridad alimentaria sostenible (Vargas Rojas *et al.*, 2016), asociada al manejo de los suelos (McBratney *et al.*, 2014).

MÉXICO Y LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS

México se encuentra afectado por un grado preocupante de degradación de sus suelos (SEMARNAT-CP, 2002); sin embargo, las cifras reales de este fenómeno, generadas por varios estudios recientes, son discordantes (CGG-SAGARPA-COLPOS, 2009; CONAFOR-UACH, 2013). Según el primer documento, considerado el más confiable, el 44.9% del territorio nacional presentaba evidencias de degradación en 2002, mientras que en el 55.1% restante no se mostraban indicios de degradación aparente. Dicho estudio divide la degradación en procesos de carácter químico y físico y en erosión hídrica y eólica. Dentro de estos procesos, hay tipos específicos o niveles (ligero, moderado, fuerte y extremo) y causas de degradación. La degradación del suelo es preocupante por la importancia que tiene este recurso natural, un tanto olvidado por las instancias responsables de protegerlo y por la escasez de políticas públicas en México, para preservarlo. En la presente administración se prepara una estrategia nacional de protección de los suelos, particularmente, de los agrícolas, que se liga con la sustentabilidad de las prácticas agrícolas (SADER-ENASAS; documento interno de trabajo, no publicado).

La degradación física, química y biológica del suelo es consecuencia de procesos naturales y antrópicos. Si bien la degradación ocurre tanto en áreas productivas como no productivas, la principal inquietud de los autores de este trabajo, es la que ocurre en los suelos destinados a la producción agrícola. La degradación ocurre en todo tipo de condiciones del recurso suelo, independientemente de las características y ambiente donde se ubique; esto es, tipo, topografía o pendiente, cubierta vegetal, condiciones climáticas, entre otras. Los procesos naturales de degradación han ocurrido desde que se formó suelo sobre la superficie de la tierra

y no es de la atención de la presente reflexión.

La principal preocupación de los autores es la degradación antrópica, en especial, la generada en el siglo pasado y en las décadas recientes. La degradación antrópica se refiere a las interacciones de los procesos de intervención desarrollados por los seres humanos, tales como: deforestación, sobrepastoreo, uso de recursos naturales, riego, uso de agroquímicos, manejo inadecuado del suelo, sobreexplotación, cultivo en pendientes sin el manejo apropiado que requiere esta condición, etc. Tales intervenciones determinan una afectación de la calidad o salud del suelo. La degradación de ese recurso productivo ocurre como consecuencia del aprovechamiento que realizan los seres humanos con distintos objetivos. El principal objetivo de las intervenciones antrópicas, casi inevitable, es proveer de alimentos para los seres humanos y los animales, pero en décadas recientes a ese noble propósito se le ha unido el producir alimentos con fines de lucro y acumular capital. Dicha circunstancia se ha traducido en un agravante del problema, porque la intención inicial del proceso de producción, que durante siglos se realizó, probablemente de manera inconsciente, protegiendo al suelo, se ha desvirtuado. La agricultura, que se ha dado en llamar agricultura de capital o agricultura empresarial, introduce al sistema una gran cantidad de energía física y química y descuida la incorporación de materia orgánica. Este último tipo de agricultura no valora de la misma manera la importancia que tiene el mantenimiento de la calidad y la conservación del suelo como medio de producción de alimentos y materias primas, por lo que dichas actividades adquieren una importancia secundaria. La pérdida de la identidad de los dueños originarios de la tierra con este medio de producción de alimentos, probablemente sea consecuencia de la evolución de las formas de vida, que concentra las actividades en las ciudades, ha determinado que los terrenos agrícolas se renten o se vendan para construir viviendas. El significado de la degradación del suelo para un arrendatario, no tiene el mismo valor que para un agricultor activo y dueño de la tierra. La tierra para este último es su principal capital de producción, por lo que la degradación le importa, cosa que no ocurre con el arrendatario ya que su principal objetivo es la acumulación de riqueza.

En las últimas décadas se han realizado en México numerosos estudios sobre la degradación del suelo [INEGI (2015a y b), CONAFOR-UACH (2013), SEMARNAT (2010, 2015), CGG-SAGARPA y COLPOS. 2009)]. Los reportes más recientes de la lista

de referencias anterior datan de un periodo que va desde 2002 al 2015. Dichos estudios emplearon metodologías variadas y obtuvieron resultados que no son comparables entre sí. En México no se cuenta con un valor confiable de la magnitud de la degradación de los suelos, ni de la superficie afectada por este problema. A continuación, se cita textualmente el informe de SEMARNAT “El medioambiente de México 2003-2013” que a este respecto señala textualmente: “Ejemplos de esta divergencia son las recientes estimaciones publicadas en 2013 por la Comisión Nacional Forestal y la Universidad Autónoma Chapingo (CONAFOR-UACH. 2013) como parte del estudio para delimitar la Línea Base Nacional de Degradación de Tierras, que estima la superficie nacional afectada por erosión hídrica, eólica y degradación química y física en 61.7% del territorio”. En contraste, el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2015b) publicó los resultados preliminares del mapa de Erosión de Suelos en México escala 1:250 000, en el que muestra que cerca de 55% del territorio nacional está afectado por erosión hídrica y eólica. Cuando se comparan las cifras específicas para cada tipo de erosión, resulta que las diferencias son aún mayores comparadas con estimaciones previas sobre la materia.

SEMARNAT (SEMARNAT-CP, 2002) estima que el estudio *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1: 250 000* es el más confiable. Sin embargo, no se indica la razón que se tuvo para seleccionar tal preferencia. Siendo éste un informe oficial y buscando no crear confusión al respecto, se ha tomado como base para este trabajo. Según dicho documento, la degradación aparente del suelo en México, tanto química y física, como por erosión hídrica y eólica, alcanzaba en 2002, 44.9% del territorio nacional. La superficie afectada por degradación química (disminución de la fertilidad), la física (compactación), la hídrica y la eólica (erosión), ocupaban aproximadamente 34, 11, 23 y 18 millones de hectáreas, respectivamente.

Si en vez de considerar el tipo de erosión se analiza el grado de afectación de la degradación (ligero, moderado, fuerte y extremo) el estudio de SEMARNAT-Colegio de Postgraduados (SEMARNAT-CP, 2002), concluyó que los grados ligero y moderado en conjunto afectaban 42.8% de la superficie del país, mientras que el 2.1% se dividía entre los niveles fuerte y extremo. La opinión de los expertos nacionales en el tema indica que estas aproximaciones deben ser consideradas solo como tales, ya que como se señaló, estudios más

recientes muestran cifras divergentes. La falta de datos con sólido soporte científico, hacen que los tomadores de decisión no le hayan destinado mayor interés a elaborar políticas públicas encaminadas a crear programas efectivos para combatir este problema, que amenaza la seguridad alimentaria de las generaciones futuras.

HACIA DONDE SE DEBEN ENCAMINARSE LOS ESFUERZOS

Los esfuerzos deben ir encaminados a generar tecnologías o aplicar las ya existentes para revertir las acciones que han degradado al suelo. Los suelos con mayor susceptibilidad a la degradación son los dedicados a las actividades agrícolas y pecuarias, mismas que constituyen aproximadamente 35% de las áreas afectadas y aquellas que han quedado desprotegidas por remoción de la cubierta vegetal (ca. 7%). Estos suelos son susceptibles de ser colonizados por especies vegetales herbáceas o arbóreas, siempre que la degradación no sea extrema, por ejemplo, erosión de cárcavas, suelos que han perdido el horizonte superficial. Esto lleva a concluir que deberían realizarse esfuerzos por investigar especies nativas que ya están adaptadas a las condiciones particulares de una zona ecológica de interés. Un ejemplo de ello lo constituye el trabajo realizado por la Universidad Autónoma de Tlaxcala (Martínez y Pérez *et al.*, 2011) que investigó la flora nativa de los *tepetates*, y esfuerzos aislados realizados en el norte del país por buscar resistencia en especies para desarrollarse en lugares secos o en suelos afectados por sales. Adicionalmente, no debería descartarse la posibilidad de introducir especies existentes en otras partes de México o del mundo. Una experiencia exitosa fue la desarrollada en el ex-lago de Texcoco donde la degradación química, por las condiciones de salinidad del suelo, hacían que prácticamente no hubiese cubierta vegetal, situación que generaban grandes cantidades de polvo en los asentamientos urbanos del entorno. Esta situación fue paliada por la introducción del pasto salado (*Distichlis spicata*), especie que se encuentra desde Canadá hasta el sur de América. Sin embargo, en términos generales, ha habido escaso esfuerzo dirigido a esta actividad. Una experiencia propia fue la introducción de una especie exótica a suelos volcánicos frágiles y susceptibles a la erosión, en la Sierra Purépecha de Michoacán. Seis variedades de *Trifolium subterraneum*, originario de

Nueva Zelanda, y usado extensamente en los suelos volcánicos de ese país y de Chile, fueron introducidos sin éxito. En las condiciones agroecológicas de esa zona se presentan fuertes heladas que provoca un descalce de las raíces al formarse columnas de hielo en la superficie de este suelo, que posee densidades aparentes muy bajas (entre 0.9 y 0.5 g cm⁻¹). Esta especie se seleccionó porque es de autosiembra y una vez establecida no hay que volver a sembrarla. El *T. subterraneum* realiza un buen control de la erosión y fija nitrógeno en abundancia, a tal extremo que llega a intoxicarse. Dicha experiencia se trae a colación para llamar la atención acerca de la importancia de realizar pruebas preliminares antes de recomendar la introducción de especies exóticas al país.

La degradación de suelo por concepto de urbanización, actividades industriales, construcción de caminos, presas etc., pero fundamentalmente la primera, requiere de una política pública pronta y que no admita excepciones. La construcción de unidades habitacionales en suelo de aptitud agrícola constituye una seria amenaza para las generaciones futuras. Las experiencias de otros países, como Japón, que tienen pocas tierras laborables, muestran que las casas deben construirse en zonas sin aptitud agrícola. Ejemplos como esos deberían analizarse y seguirse, porque son de sentido común.

El hecho de concentrarse primeramente en los ecosistemas agrícolas no implica que se deban marginar a los ecosistemas naturales. En México se observan bosques templados afectados por erosión hídrica (21.5% de su superficie). En el norte del país donde ha habido escasa pluviometría en décadas pasadas y existen ambientes xerófitos y semidesérticos, el principal problema lo constituye la erosión eólica (28.5% de su superficie está degradada). Estas zonas del país requieren fundamentalmente enfoques de tipo biológico-agronómico-forestales para su protección. Algo similar ocurre en las áreas de pastizales naturales (25%) y matorral xerófilo (13.7%) que precisan de directrices para su recuperación, ya que han sido sobreexplotadas. Hay ejemplos concretos que muestran que es posible recuperar los pastizales de la zona semiárida, con adecuadas prácticas de manejo, como lo han demostrado agricultores ganaderos de Chihuahua, quienes informan que en épocas pasadas los bisontes bajaban desde Canadá y el Norte de Estados Unidos a pastar en esas regiones en época de nieve. El enfoque de instituciones creadas especialmente para contribuir al manejo de zonas

áridas, no ha redituado mayor beneficio para evitar el avance del desierto, privilegiando el equipamiento con tractores, créditos de avío, etc. Dicha situación debe ser enmendada prontamente para evitar alcanzar el punto de no retorno de la productividad del suelo.

En el extremo sur del país prevalece la degradación química que aqueja principalmente a las selvas húmedas y subhúmedas. Aproximadamente 40% de la este tipo de selvas se encuentra afectada por esta causa.

Un aspecto de carácter nacional y preocupante, es la pérdida de la fertilidad de los suelos dedicados a la agricultura, ganadería y bosques cultivados o agroecosistemas nativos (aproximadamente 70% del territorio nacional, esto es *ca.* 35 millones de hectáreas) donde existe evidencia sólida de degradación. La sobreexplotación y el empleo de manera no racional de fertilizantes, especialmente nitrogenados, que generan acidez residual, han permitido que se desarrollen extensas áreas afectadas por degradación debido a acidez excesiva del suelo. Esta acidez se observa claramente en los suelos dedicados a la producción de piña de Veracruz y Oaxaca, extensas zonas productoras de maíz del país (la Fraileasca en Chiapas, gran parte de Jalisco, la parte del valle de Toluca, entre muchas otras). En esas zonas deberían implementarse políticas que permitan a los productores acceder a programas de encalado del suelo y simultáneamente favorecer el sector de la industria productora de cal agrícola. La mayoría de la cal que se produce en México se destina a la industria de la construcción y es difícil acceder a cales agrícolas, especialmente de tipo dolomítica, particularmente en la región sur del país.

Adicionalmente al problema de la degradación química que causa la acidez, otro problema generalizado en los suelos del país, es la pérdida de materia orgánica, cuyo origen es la sobreexplotación y la erosión. Programas destinados a incrementar el contenido de materia orgánica del suelo requiere orientación, fundamentada en las experiencias existentes en el país, que se sostengan en evidencias que dichas prácticas están realmente generando incrementos de esa en el suelo. La nación se ha comprometido internacionalmente con ciertas iniciativas, como son la 20 x 20 (WRI, 2014 y 2018) y la 4 por 1000 (MAAF, 2015), pero desgraciadamente no se poseen resultados tangibles y pocas acciones destinadas a cumplir con lo comprometido. Los apoyos que se presten a los productores, como el pago

por servicios ambientales, deben sostenerse en dichas evidencias y no en aspectos administrativos como se realiza actualmente.

COMENTARIOS FINALES

La degradación de los suelos en México ha tenido repercusiones significativas en la producción agrícola (erosión) (Contreras-Hinojosa *et al.*, 2005; Francisco-Nicolás *et al.*, 2005; Cotler *et al.*, 2011), que afectan la seguridad alimentaria y dañan el medio ambiente. Algunas prácticas agrícolas (Fuentes *et al.*, 2009; De León *et al.*, 2018) permiten revertir el proceso de degradación, por lo que deben ser consideradas para su promoción, particularmente en una perspectiva integral (socio-ambiental y productiva). En lo particular, la orientación hacia el manejo sostenible de la agricultura familiar (SAGARPA-FAO, 2012a) es una tarea pendiente, en especial ante el reto del cambio climático (SAGARPA-FAO, 2012b).

En este trabajo se reflexiona acerca de los peligros que acechan a la salud de los suelos de México, base de la agricultura y ganadería que provee los alimentos que se consumen en el país, sino no se adoptan las políticas públicas que impidan que se sigan degradando por un manejo poco profesional y descuidado, así como la necesidad de emprender acciones para mejorar su calidad. México se encuentra afectado por un grado preocupante de degradación de sus suelos, aunque las cifras actuales son discordantes y requieren que se haga una evaluación profunda de la verdadera dimensión del problema, empleando las técnicas modernas disponibles en el país. Se propone que los esfuerzos públicos y privados deben ir encaminados a generar tecnologías y aplicar las ya existentes, en aquellas actividades de degradación que son las de mayor importancia; esto es, suelos dedicados a las actividades agrícolas y pecuarias que constituyen aproximadamente 35% de las áreas afectadas y aquellas que han quedado sin protección de la cubierta vegetal por un manejo inadecuado.

Una actividad urgente de ejecutar en México es generar información actualizada, precisa y confiable, del estado de la degradación de los suelos, para fundamentar la implementación de políticas públicas encaminadas a la rehabilitación y conservación.

**LITERATURA CITADA**

- Aryal, D. R., D. E. Morales Ruiz, C. N. Tondopó Marroquín, R. Pinto Ruiz, F. Guevara Hernández, J. A. Venegas Venegas, A. Ponce Mendoza, G. Vallanueva López, F. Casanova Lugo, L. A. Rodríguez Larramendi, A. Ley de Coss, A. Hernández López, F. J. Medina Jonapá, C. A. Velázquez Sanabria, A. Alcudia Aguilar and I. Euán Chi. 2018. Soil organic carbon depletion from forests to grasslands conversion in Mexico: a review. *Agriculture* 8, 181
- Banco Mundial, CIAT, CATIE. 2014a. Agricultura climáticamente inteligente en México. Serie de perfiles de agricultura climáticamente inteligente para América Latina. Washington, D.C. 12 p.
- Banco Mundial, CIAT, CATIE. 2014b. Agricultura climáticamente inteligente en Chiapas, México. Serie de perfiles de agricultura climáticamente inteligente para América Latina. Washington, D.C. 12 p.
- Banco Mundial, CIAT, CATIE. 2014c. Agricultura climáticamente inteligente en Sinaloa, México. Serie de perfiles de agricultura climáticamente inteligente para América Latina. Washington, D.C. 12 p.
- Bolaños, M. A., F. Paz, C. O. Cruz, J. A. Argumedo, V. M. Romero y J. C. de la Cruz. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34:271-288.
- CGG-SAGARPA y COLPOS. 2009. Documento de referencia para la estimación de la erosión actual del suelo en México. Proyecto desarrollado por el Colegio de Postgraduados para la Coordinación General de Ganadería de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, bajo la Coordinación de Fernando Paz. México, D.F.: 46 p. Disponible en: http://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/index.php
- CONAFOR- UACH. 2013. Línea Base Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo Informe Final. Jalisco, México. 107 p.
- Contreras-Hinojosa, J., V. Volke-Haller, J. Oropeza-Mota, C. Rodríguez-Franco, T. Martínez-Saldaña y A. Martínez-Garza. 2005. Reducción del rendimiento de maíz por la erosión del suelo en Yanhuitlán, Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana* 23:399-4018
- Cotler, H., C.A. López and S. Martínez-Trinidad. 2011. ¿Cuánto nos cuesta la erosión de suelos? Aproximación a una valoración económica de la pérdida de suelos agrícolas en México. *Investigación Ambiental* 3:31-43
- De León-González, F., M. H. Fuentes-Ponde, A. Bautista-Cruz, T. Leyva-Pablo, H. Castillo-Juárez and L. M. Rodríguez-Sánchez. 2018. Cactus crop as an option to reduce soil C-CO₂ emissions in soils with declining fertility. *Agronomy for Sustainable Development* 38:8 doi:10.1007/s13593-017-0481-3
- Doran, J. W. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88:119-127
- Doran, J. W., M. Sarrantonio and M.A. Liebig. 1996. Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy* 46:1-54
- FAO. 2013. *Climate-Smart Agriculture Sourcebook*. Rome, Italy 570 p
- FAO. 2017a. *Voluntary guidelines for sustainable soil management*. Rome, Italy 26 p.
- FAO. 2017b. *Unlocking the potential of soil organic carbon, outcome document*. Global Symposium on Soil Organic Carbon, 21-23 march 2017. Rome, Italy 36 p.
- FAO. 2017c. *Soil organic carbon, the hidden potential*. Rome Italy 90 p.
- FAO. 2018. *Soil organic carbon mapping cookbook*, 2nd Edition. Rome, Italy 204 p.
- FAO. 2020a. *Food and Agriculture Organization of the United States*. Rome, Italy 33 p.
- FAO. 2020b. *A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes. – GSOC-MRV Protocol*. Rome, Italy doi:10.4060/cbo5gen 140 p.
- Francisco-Nicolás, N., A. Turrent-Fernández, J. L. Oropeza-Mota, M. R. Martínez-Menes y J. I. Cortés-Flores. 2005. Pérdida de suelo y relación erosión-productividad en cuatro sistemas de manejo del suelo. *Terra Latinoamericana* 24:253-260
- Fuentes, M., B. Govaerts, F. De León, C. Hidalgo, K. D. Sayre, J. Etchevers and L. Dendooven. 2009. Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *European Journal of Agronomy* 30: 228-237.
- INEGI. 2015a. *Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales*. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/aproposito/2015/suelo0.pdf> (consulta abril 13 de 2016).
- INEGI. 2015b. *Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000*. INEGI. Aguascalientes, México.
- IPCC. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. 590 p.

- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories olime 4 AFOLU. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- MAAF. 2015. The 4 0/00 initiative. Ministry of Agrifood and Forestry of France. 8 p.
- Martínez y Pérez, J. L., Santiago-Martínez, M. G., García Sastré, M., Nava Gutiérrez, Y., Águila Flores, V., Galindo Flores, G. L., Hernández-Cuevas, L. V. Guerra de la Cruz, V. 2011. Catálogo botánico ilustrado de tepetates en Tlaxcala. FOMIX-UAT. 181 p. ISBN: 978-607-7698-50-0
- McBratney, A., D. J. Field and A. Koch. 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213:203-213
- Minasny, B., B. P. Malone, A. B. McBratney, D. A. Angers, D. Arrouays, A. Chambers, V. Chaplot, Z. S. Chen, K. Cheng, B. S. Das, D. J. Field, A. Gimona, C. B. Hedley, S. Y. Hong, B. Mandal, B. P. Marchant, M. Martin, B. G. McConkey, V. L. Mulder, S. O'Rourke, A. C. Richer-de-Forges, I. Odeh, J. Padarian, K. Paustian, G. Pan, L. Poggio, I. Savin, V. Stolbovoy, U. Stockmann, Y. Sulaeman, C. C. Tsui, T. G. Vagen, B. van Wesemael and L. Winowiecki. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292:59-86.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532: 49-57
- Paz-Pellat, F. y A. Velázquez-Rodríguez. 2020. Una nota de precaución para los meta análisis de la dinámica del carbono orgánico de los suelos. pp. 476-481. En: J. M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez y M. Bolaños (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Texcoco, Estado de México, México.
- Paz-Pellat, F., A. S. Velázquez-Rodríguez, J. D. Etchevers-Barra, C. I. Hidalgo-Moreno, M. Bolaños-González, B. de Jong, S. Covaleda-Ocón, M. Fuentes-Ponce, G. Vela-Correa, F. García-Oliva, Mario Guevara y R. Vargas. 2019. Capítulo 20: Suelos. pp. 436-468. En: F. Paz-Pellat, J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- Post, W. M. and K. C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-328.
- SAGARPA-FAO. 2012a. Agricultura familiar con potencial productivo en México. SAGARPA/FAO. Ciudad de México, México. 191 p.
- SAGARPA-FAO. 2012b. México: el sector agropecuario ante el desafío del cambio climático. SAGARPA/FAO. Ciudad de México, México. 428 p.
- Schulte, R. P. O., F. Bampa, M. Bardy, C. Coyle, R. E. Creamer, R. Fealy, C. Gardi, B. B. Ghaley, P. Jordan, H. Laudon, C. O'Donochue, D. O'hUallachain, L. O'Sullivan, M. Rutgers, J. Six, G. L. Toth and D. Vrebos. 2015. Making the most of our land: managing soil functions from local to continental scale. *Frontiers in Environmental Sciences*. Doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- SEMARNAT. 2010. Estrategia nacional de manejo sustentable de tierras. Ciudad de México, México. 116 p.
- SEMARNAT. 2015. Programa nacional manejo sustentable de tierras. Versión de trabajo. Ciudad de México, México. 66 p.
- SEMARNAT-CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana a escala 1:250,000. Memoria Nacional. D. F., México.
- The World Bank. 2012a. Carbon sequestration in agricultural soils. Economic and Sector Work. Report Number: 67395-GLB. Washington, D.C. 85 p.
- The World Bank. 2012b. Enhancing carbon stocks and reducing CO₂ emissions in agriculture and natural resources management projects. Toolkit. Washington, D.C. 115 p.
- Vargas Rojas, R., M. Achouri, J. Maroulis and L. Caon. 2016. Healthy soils: a prerequisite for sustainable food security. *Environ. Earth Sci.* 75:180 doi:10.1007/s12665-015-5099-7
- WRI. 2014. Mexico. Initiative 20x20. Disponible en: <https://initiative20x20.org/regions-countries/mexico>
- WRI- 2018. Initiative 20x20. Disponible en: <https://initiative20x20.org/publications/initiative-20x20-infographic>

FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE CON NITRÓGENO Y FÓSFORO EN MÉXICO

SUSTAINABLE FERTILIZATION WITH NITROGEN AND PHOSPHORUS IN MEXICO

Vinisa Saynes-Santillán^{1†}, Antonio Turrent-Fernández², Jorge Etchevers-Barra¹

¹Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco km 36.5. Col. Montecillo. Texcoco, Edo. De México. CP 56230.

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias

[†]Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

RESUMEN

Más del 95% de los alimentos se producen en el suelo. Sin embargo, la erosión, pérdida de carbono orgánico y el desequilibrio de nutrientes promueven la degradación del suelo amenazando la producción agrícola en el mundo. En México, más de la mitad de los suelos mexicanos presentan baja fertilidad, lo cual hace necesaria la aplicación de fertilizantes en 68% de los suelos cultivados. La importación del 80% de los fertilizantes requeridos en México y la baja eficiencia en su uso evidencia que es necesario transitar hacia prácticas de fertilización sostenible, principalmente en el caso del nitrógeno (N) y del fósforo (P). El uso excesivo de fertilizantes ha provocado problemas de contaminación del agua, suelo, atmósfera y gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global. Debido a lo anterior es necesario adoptar estrategias de manejo sostenible del suelo que nos permita incrementar la producción sin deteriorar los ecosistemas terrestres y acuáticos y los servicios ecosistémicos que éstos proveen. México ha avanzado en la adopción de estrategias de agricultura sostenible como es la implementación del Programa de Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional, el Sistema de Milpa Intercalada con Árboles Frutales, la agricultura orgánica, entre otras prácticas. Dentro de este enfoque falta inversión en investigación aplicada bajo diferentes esquemas de agricultura e impulsar también el uso de nuevas tecnologías en la búsqueda de recomendaciones de dosificación, y fuente de fertilizante N-P. Es necesario entender las necesidades de los diferentes productores y de los diferentes agroecosistemas para proponer acciones que ayuden en la fertilización sostenible N-P.

Palabras Clave: agricultura; eficiencia en el uso de fertilizantes; prácticas de manejo agrícola.

ABSTRACT

More than 95% of our food is produced in the soil. However, erosion, loss of organic carbon and nutrient imbalance promote soil degradation threatening agricultural production worldwide. In Mexico, more than half of the Mexican soils have low fertility, which makes the application of fertilizers necessary in 68 % of the cultivated soils. The importation of 80% of the fertilizers required in Mexico and their low use efficiency is evidence that it is necessary to move towards sustainable fertilization practices, mainly in the case of nitrogen (N) and phosphorus (P). The excessive use of fertilizers has caused problems of water, soil and atmospheric contamination and greenhouse gas emissions that contribute to global warming. The adoption of sustainable soil management practices that allows us to increase production without deteriorating terrestrial and aquatic ecosystems and the ecosystem services they provide is necessary. Mexico has made progress in the adoption of sustainable agriculture strategies such as the implementation of the Sustainable Modernization Program for Traditional Agriculture, the Milpa Intercalada System with Fruit Trees, organic agriculture, among other practices. Within this approach, there is a lack of investment in applied research under different agricultural schemes and also to promote the use of new technologies in the search for dosage recommendations, and source of N-P fertilizer. It is necessary to understand the needs of different producers and different agroecosystems to propose actions that help in sustainable N-P fertilization.

Index words: agriculture; efficiency in the use of fertilizers; agricultural management practices.

INTRODUCCIÓN

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de la Organización de las Naciones Unidas insta a erradicar el hambre en el mundo y prevenir la malnutrición en el año 2030. Aunque la seguridad alimentaria tiene varias dimensiones, una de las principales es la producción agrícola, que en el caso de los cereales tendría que crecer casi 100 millones de toneladas (actualmente es de 2,100 millones). El 90% de este incremento en la producción agrícola implicaría un aumento del rendimiento e intensificación de los cultivos, sin descartar el riesgo de expansión agrícola a 120 millones de hectáreas en los países en desarrollo (FAO, 2009). Frecuentemente incrementos en la producción implican el aumento en el uso de insumos agrícolas, como es el caso de los fertilizantes. Esto es preocupante si se considera que actualmente los suelos con uso agrícola cubren 38% de la superficie terrestre libre de hielo, utilizan 70% del agua dulce para su irrigación, y el uso de fertilizantes ha incrementado 500% (Foley *et al.*, 2011). La aplicación de fertilizantes es indispensable para la producción masiva de alimentos, sin embargo, su uso excesivo ha generado problemas de contaminación del agua, suelo, atmósfera y además es una fuente importante de gases de efecto invernadero (GEI) que causan el calentamiento global (Erismán *et al.*, 2008). El uso excesivo de fertilizantes tiene efectos perjudiciales que vulneran la estabilidad de los ecosistemas y de los servicios que éstos proveen. Globalmente hay una perspectiva científica que puede resumirse en la frase “*too much of a good thing*” (Sutton *et al.*, 2011), lo cual significa que ya se ha tenido demasiado de algo bueno, y expresa como los fertilizantes que han traído beneficios y son esenciales para las sociedades humanas, sin embargo, también atentan contra nuestra supervivencia y la de muchas otras especies del planeta. La seguridad alimentaria requiere, entre otras cosas, incrementar la producción de los cultivos, principalmente la de granos básicos, pero es esencial hacerlo de forma sostenible y sin incrementar la contaminación ambiental ni las emisiones de GEI. Parte indispensable de la agricultura sostenible es el establecimiento de estrategias de fertilización sostenible y climáticamente inteligente, la cual promueve la reducción de las emisiones de GEI y el secuestro de carbono orgánico del suelo, además de un manejo eficiente del nitrógeno (N) lo cual genera sinergias, como el incremento en la fertilidad y la productividad y de la biodiversidad del suelo, la reducción de la erosión, la escorrentía

y la contaminación del agua. Sin embargo, alcanzar la sostenibilidad del sistema alimentario nos sitúa en un escenario complejo ya que la conservación del ambiente y de la salud humana parece contraponerse al aumento en la producción suficiente de alimentos nutritivos e inocuos. En este artículo se hace un análisis del concepto de fertilización sostenible a nivel global y nacional y de las ventajas que este esquema tendría en México, así como los obstáculos para su implementación.

Modificación de los ciclos globales de nitrógeno y fósforo por el uso excesivo de fertilizantes

Las actividades agrícolas han provocado perturbaciones ambientales tan intensas que vulneran la estabilidad del sistema Tierra. Los ciclos biogeoquímicos del N y fósforo (P) están incluidos en los cuatro procesos planetarios con mayores afectaciones antropogénicas (Steffen *et al.*, 2015) debido fundamentalmente a los impactos de las actividades agrícolas. La cantidad de N y P que se han añadido a ecosistemas terrestres y acuáticos es tan grande que ambos ciclos globales han sido modificados. El uso de fertilizantes ha incrementado 500% en los últimos 50 años y en el caso de los fertilizantes nitrogenados esta cifra se eleva a 800% (Foley *et al.*, 2011). Este uso excesivo de los fertilizantes ha contribuido a rebasar el umbral del N que ingresa a los sistemas y se ha llegado a la mitad en el caso del P (Röckström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015).

El ingreso antropogénico de N a los ecosistemas agrícolas $-169 \text{ Tg N año}^{-1}$ mediante la adición de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y residuos de cosecha ha superado a las vías naturales de ingreso de este elemento que ascienden a $100 \text{ Tg N año}^{-1}$ globalmente (Erismán *et al.*, 2008; Sutton *et al.*, 2011). Este incremento en el uso de fertilizantes ha modificado el ciclo global del N debido a que grandes cantidades de este elemento en su forma reactiva, también llamado N reactivo (N_r , se refiere a aquellas formas de nitrógeno capaces de combinarse con otras formas químicas en el ambiente) son aplicadas a los cultivos (Delgado y Follet, 2010). Sin embargo, la adición de grandes cantidades de fertilizantes no garantiza un incremento ilimitado en la producción y en los rendimientos agrícolas, ya que las plantas únicamente absorben el N que requieren para su desarrollo, de acuerdo con el rendimiento que pueden producir bajo determinadas condiciones edáficas, climáticas y de manejo

agronómico. Se estima que aproximadamente la mitad del fertilizante aplicado a los cultivos es incorporada en la biomasa de las plantas, mientras que la otra mitad se pierde en forma gaseosa retornando a la atmósfera, se lixivia (transporte de moléculas de N en el agua) desde el suelo hacia cuerpos de agua o bien se pierde con la erosión del suelo (Matson *et al.*, 1998; Galloway *et al.*, 2003; Schlesinger, 2009).

El uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en la agricultura incrementa el potencial de pérdida del N_r , que es ampliamente dispersado por procesos de transporte hidrológico en forma de amonio (NH_4), pero principalmente en forma de nitrato (NO_3^-). Las formas atmosféricas de N_r incluye a los óxidos de N (NO_x), al óxido nitroso (N_2O) y al amoníaco (NH_3) (Weathers *et al.*, 2013). Desde el punto de vista económico, el exceso e ineficiencia en la aplicación de N, además de provocar contaminación ambiental, encarece significativamente el proceso productivo de los cereales, por el precio que alcanzan los fertilizantes en el mercado, lo cual resulta en una rentabilidad baja del proceso productivo.

En el suelo, el N nítrico y amoniacal se distribuyen en el espacio poroso transportado por la solución del suelo. Sin embargo, no todo el espacio poroso es colonizado por las raíces, lo cual origina una ineficiencia en la adsorción del N. El N_r que no es adsorbido por las raíces de las plantas o utilizado por los microorganismos del suelo es transportado desde la parte superficial del suelo hacia partes más profundas mediante lixiviación (Weathers *et al.*, 2013). Así, el N_r llega al manto freático pasando de un sistema a otro, (p.e. a otros cultivos y bosques, y eventualmente a ríos y mares), modificando el ambiente conforme es transportado o cuando es almacenado temporalmente en cada sistema por el que pasa. A este fenómeno se le conoce como cascada de N (Galloway *et al.*, 2003). Las consecuencias del movimiento del N en cascada incluyen la eutrofización, hipoxia, pérdida de biodiversidad, invasiones biológicas y la degradación de los ecosistemas costeros (Galloway *et al.*, 2004, Peoples *et al.*, 2004, Fowler *et al.*, 2015). El incremento de N_r como consecuencia del uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en los cultivos no solamente tiene efectos negativos en el medio ambiente, también es perjudicial para la salud humana. Las formas reactivas del N conducen a la producción de ozono troposférico y aerosoles que inducen serios problemas respiratorios, cáncer, y enfermedades cardíacas en humanos (Pope *et al.*, 1995; Follet y Follet, 2001; Wolfe y Patz, 2002).

Una de las modificaciones más importantes al ciclo

global del N derivada del uso excesivo de fertilizantes es el incremento de las emisiones de N_2O (Bouwman, 1990; Mosier, 1994). A nivel mundial, los fertilizantes usados en la agricultura representan la mayor fuente de emisiones de N_2O (Reay *et al.*, 2012). Esto tiene implicaciones ambientales significativas ya que el N_2O es uno de los llamados “gases distintos al CO_2 ” con un poder de calentamiento 268 veces mayor (en comparación con el CO_2) y una vida media en la atmósfera de 120 años (Lal, 2009). Por su enorme potencial de calentamiento y vida media en la atmósfera, incluso pequeños cambios en los flujos netos de este gas pueden contribuir significativamente con el calentamiento global comparado con cambios similares en flujos de CO_2 (Robertson, 2004). Se ha estimado que las actividades agrícolas emiten entre 65 y 80% de los flujos totales de N_2O a la atmósfera (Robertson, 2004). Por esta razón es importante monitorear e incluir las emisiones del sector agrícola en las estrategias de mitigación, ya que remover de la atmósfera gases como el N_2O podría tener un impacto 300 veces mayor que remover la misma masa de CO_2 (Robertson, 2004).

Al igual que el N, el P es esencial para todas las formas de vida ya que es un componente importante del DNA, RNA, ATP y de los fosfolípidos que forman las membranas celulares (Childers *et al.*, 2011). Tiene un papel crítico en la producción de alimentos ya que es necesario para el crecimiento de raíces, floración, desarrollo del fruto y formación de semillas (Smil, 2000). Conforme los cultivos crecen toman el P del suelo, y para mantener el rendimiento de los cultivos es necesario el reabastecimiento de este elemento. El P está presente en cantidades pequeñas en la corteza terrestre y rara vez se encuentra en formas altamente concentradas. Es un elemento que se vuelve disponible principalmente mediante el intemperismo de los minerales primarios del suelo como la apatita. Por esta razón el P es un nutriente escaso y limitante para el crecimiento y producción de los ecosistemas terrestres (Elser *et al.*, 2007) y es necesario adicionarlo en forma de fertilizantes a los suelos cultivados.

Desde mediados del siglo XX se ha cuadruplicado el ingreso de P a los ecosistemas terrestres (Falkowski *et al.*, 2000) creando un flujo unidireccional de este elemento desde las rocas extraídas de las minas, hacia los cultivos (Elser y Bennet, 2011). Por ello prevalece la alarma referente a la duración de las reservas de este elemento, mismas que son limitadas. A diferencia del N, el P no puede producirse sintéticamente mediante el Proceso Haber-Bosch. El P utilizado en la fabricación

de fertilizantes se obtiene de las minas y es un recurso natural no renovable. Las reservas más grandes de P están concentradas en cinco países y hay estudios que predicen que éstas podrían reducirse en 50-100 años y que la extracción alcanzaría su punto más álgido en 2030 (Cordell *et al.*, 2009). Sin embargo, otras investigaciones sugieren que la magnitud de las reservas es incierta y métodos de evaluación integrales son necesarios para una mejor predicción del estado de las reservas minerales (Scholz y Wellmer, 2013). Hasta el momento no se conoce un sustituto químico o tecnológico del P en los ecosistemas agrícolas lo cual nos sitúa en una dependencia de las reservas naturales de este elemento y nos obliga a hacer un uso eficiente del mismo. Aunque se ha progresado en estrategias basadas en la naturaleza como el aprovechamiento de la biodiversidad de los suelos para incrementar la solubilidad de P en los suelos.

Los principales impactos que las actividades humanas han tenido en el ciclo global del P incluyen su extracción de minas y la redistribución global de este elemento en forma de fertilizantes, alimento animal y detergentes (Bennett y Schipanski, 2013). La erosión y el cambio en el uso del suelo, así como el movimiento de P de ecosistemas terrestres a acuáticos, mediante la descarga de lodos residuales y fugas de fosas sépticas, también contribuyen a modificar el ciclo de este elemento. Anualmente estas actividades humanas promueven el ingreso antropogénico de 23 Tg P en forma de fertilizantes y alimento animal, superando al ingreso natural de 15-20 Tg P que ocurre mediante el intemperismo del material parental (MacDonald *et al.*, 2011).

El uso creciente de fertilizantes y la producción de ganado han triplicado los flujos de P comparados con niveles previos a la Revolución Industrial (Smil, 2000), lo cual provoca problemas ambientales y económicos graves como la eutrofización de ecosistemas acuáticos (Rabalais *et al.*, 2010). En contraste, la carencia de P en fertilizantes en otras regiones está reduciendo los almacenes de este elemento en los suelos, limitando con ello los rendimientos agrícolas. Es esencial manejar el ciclo del P sosteniblemente protegiendo los ecosistemas acuáticos al tiempo que se transita hacia la seguridad alimentaria (Bennett y Schipanski, 2013). Es esencial cambiar la forma en que se utiliza el P porque su extracción acelerada está reduciendo las reservas naturales. El P se acumula en depósitos minerales que son renovados en escalas de tiempo de miles a millones de años, por lo cual su eficiencia de uso debe

ser maximizada.

Las actividades agrícolas han alterado la capacidad regulatoria de los sistemas biofísicos planetarios, especialmente de los ciclos biogeoquímicos globales que se encuentran entre los procesos críticos que regulan el funcionamiento de la Tierra y que mantienen su estabilidad (Römkström *et al.*, 2009). Es por lo tanto urgente y necesario transitar hacia una nueva forma de agricultura que nos permita incrementar la producción sin deteriorar los ecosistemas acuáticos y terrestres y que sea compatible con la conservación de los recursos naturales. Diferentes estrategias de agricultura sostenible plantean distintas vías para combatir los problemas de degradación del suelo, contaminación ambiental y cambio climático global.

Agricultura sostenible

Distintas estrategias como la agricultura sustentable, climáticamente inteligente, orgánica y ecológica consideran diferentes aspectos enfocados en incrementar la sustentabilidad de la producción agrícola. La agricultura sostenible se basa en principios esenciales que incluyen mejorar la eficiencia en el uso de los recursos como agua, energía y fertilizantes para aumentar la productividad y limitar la expansión de tierras agrícolas al contener su avance hacia ecosistemas naturales; implementación de acciones directas para la conservación, protección y mejoramiento de los recursos naturales; proteger y mejorar la vida rural, la equidad y el bienestar social; mejorar la resiliencia de las personas, sus comunidades y ecosistemas; construir o fortalecer mecanismos de gobernanza responsables y efectivos (FAO, 2018). Por otro lado, la agricultura climáticamente inteligente constituye un enfoque que ayuda a las personas que manejan los sistemas agrícolas a responder eficazmente al cambio climático y se enfoca en aumentar de forma sostenible la productividad y los ingresos agrícolas, en la adaptación y resiliencia ante el cambio climático y en reducir y/o absorber GEI (Lipper, 2014; Campbell *et al.*, 2014). La agricultura orgánica es un sistema integral de gestión de la producción que fomenta y mejora la salud de los agroecosistemas, y en particular la conservación de la biodiversidad, los ciclos biológicos, y la actividad biológica del suelo (Muller *et al.*, 2017). La producción orgánica considera las repercusiones ambientales y sociales y restringe insumos como fertilizantes y plaguicidas sintéticos, medicamentos veterinarios, semillas y especies modificadas genéticamente, conservadores, aditivos e

irradiación (Reganold y Watchter, 2016). La agricultura de conservación tiene el objetivo de lograr una agricultura sostenible y rentable mediante la aplicación de principios básicos como la perturbación mínima del suelo, su cobertura permanente y la rotación de cultivos (Pittelkow *et al.* 2015). La adopción de estrategias de agricultura sostenible ha avanzado en México. El Programa Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MasAgro) promueve la intensificación sustentable de la producción de maíz y trigo en México (<https://masagro.mx/es/>). Este programa ha fortalecido el monitoreo de la agricultura de conservación y el extensionismo mediante la implementación de redes de plataformas de investigación las cuales aportan información de los efectos de la agricultura de conservación en la salud de los suelos y el incremento de los rendimientos de granos básicos (SADER, 2019). Por otro lado, la agricultura orgánica en México cubre un millón 126 mil hectáreas y más de 27 mil productores certificados. Este tipo de agricultura se concentra en cultivos como el café, el cártamo y aguacate.

Estos enfoques agrícolas tienen el objetivo común de incrementar la producción de alimentos sin provocar la degradación de los suelos, la pérdida de biodiversidad, la contaminación y el calentamiento global (Foley *et al.*, 2011). Para lograrlo es necesario contener la expansión agrícola mediante la intensificación sostenible, es decir, el incremento de los recursos aplicados de la forma más eficiente posible, incluyendo el uso de fertilizantes (Struik y Kuyper, 2017). La fertilización sostenible permite reducir la aplicación de fertilizantes, incrementar el ahorro, sostener y/o incrementar los rendimientos y minimizar los impactos ambientales. El incremento en la eficiencia de uso de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos contribuiría significativamente a alcanzar los objetivos de la agricultura sostenible.

Eficiencia en el uso del N y del P

La recuperación en la biomasa de los cultivos del N aplicado a los suelos frecuentemente es menor de 50% (Fageria y Baligar, 2005). Esta baja recuperación en los cultivos anuales se debe a pérdidas del sistema planta-suelo mediante procesos como la volatilización (pérdida atmosférica de $N-NH_3$), lixiviación de N en forma de NO_3^- , escorrentía superficial, desnitrificación (pérdida atmosférica de N por la transformación de NO_3^- a la forma gaseosa N_2O) y extracción de residuos de cosecha (Galloway *et al.* 2003). A nivel mundial la eficiencia de recuperación de N en la producción

de granos básicos como maíz, arroz, trigo, sorgo y avena es de aproximadamente 33% (Raun y Johnson, 1999). Esta baja recuperación incrementa los costos de producción, la contaminación del aire y del agua y exacerba el calentamiento global. Se ha estimado que las pérdidas económicas anuales del fertilizante que se pierde del sistema planta-suelo equivalen aproximadamente a 16 billones de dólares (Raun y Johnson, 1999). Por su importancia económica y ambiental en el sector agrícola, la eficiencia en el uso del N debería ser evaluada y formar parte de programas integrales de las prácticas de manejo agrícola. Aunque la eficiencia en el uso de N puede definirse de varias formas de acuerdo a diferentes autores, la mayoría de estos conceptos se enfocan en evaluar la capacidad de un sistema para transformar el ingreso de insumos en productos (Fageria y Baligar, 2005). En el caso del N su eficiencia de uso puede definirse como el rendimiento económico máximo producido por unidad de N aplicado, absorbido o utilizado por las plantas para producir grano o paja (Cassman *et al.*, 2002; Weih *et al.*, 2011).

En el caso del P únicamente una cuarta parte de este elemento contenido en fertilizantes y utilizado en la agricultura es reciclado retornando a los cultivos. El resto se pierde del sistema planta-suelo y gran parte de este P termina en cuerpos de agua provocando problemas de eutrofización (Childers *et al.*, 2011). Únicamente 20% del P extraído de las minas es consumido en los alimentos por pérdidas en el procesamiento, transporte y almacenamiento (Cordel *et al.*, 2009).

La fertilización en México en un escenario de tormenta perfecta

En México frecuentemente se siguen patrones que han conducido al deterioro ambiental derivado del uso ineficiente de los fertilizantes y que nos sitúan en un complejo escenario de “tormenta perfecta” en el cual diversos factores adversos que a continuación se mencionan dificultan el tránsito hacia una fertilización sostenible.

México necesita fertilizantes porque la mayoría de los suelos no son aptos para la agricultura

Aunque la diversidad de suelos en México es considerable, ya que pueden encontrarse 28 de los 32 grupos de suelos propuestos por la Base Mundial Referencial del Recurso Suelo (IUSS-WRB, 2007;

Cruz *et al.*, 2007), gran parte de ellos no tienen potencial para la producción agrícola. Aproximadamente 52% de la superficie nacional está cubierta por suelos someros y poco desarrollados como leptosoles (54.3 millones de hectáreas), regosoles (26.3 millones) y calcisoles (20 millones), lo cual dificulta su aprovechamiento agrícola y aumenta su vulnerabilidad a la erosión (SEMARNAT, 2000). Los suelos más fértiles, profundos y con mayor contenido de materia orgánica y nutrientes como phaeozems, luvisoles y vertisoles (22.5, 17.3 y 16.5 millones de hectáreas, respectivamente) cubren 29% del país y son utilizados para actividades agropecuarias. Sin embargo, aun éstos presentan frecuentemente serios problemas de deterioro. Debido a la baja fertilidad de un que presentan más de la mitad de los suelos mexicanos y a la demanda creciente de alimentos, el uso sostenible de los fertilizantes es indispensable para abastecer nutrientes, lograr rendimientos agrícolas altos y productos inocuos y de una adecuada calidad nutricional.

No estamos fabricando fertilizantes, al contrario, importamos la mayoría de ellos

Hacia finales de la década de los 90, tras el cierre de plantas de fertilizantes en México, la producción de estos insumos disminuyó significativamente y actualmente se importa aproximadamente 80% del consumo nacional (CEDRSSA, 2018). El costo de la importación de los fertilizantes asciende a casi 20 mil millones de pesos, de los cuales 60% corresponde a fertilizantes nitrogenados (la mayor parte en forma de urea). De una reserva disponible de casi 5 millones de toneladas de fertilizantes en México, 66% fueron nitrogenados y 22% fosfatados en 2017 (CEDRSSA, 2018). Aproximadamente 68% de los suelos cultivados reciben aplicaciones de fertilizantes, principalmente en los campos de maíz. Esto nos sitúa en un escenario complejo de una dependencia casi total de las importaciones de fertilizantes, además de que los mercados de fertilizante en México opera sin regulaciones en los precios y en la calidad.

No tenemos seguridad alimentaria

A nivel mundial México ocupa el lugar número once en producción de alimentos y el número once en producción mundial de cultivos agrícolas y de ganadería primaria (SIAP, 2018). México es un país de contrastes y en el ámbito de la seguridad

alimentaria, prevalecen patrones tanto de obesidad como de malnutrición. Por un lado, la disponibilidad energética es de 3,145 kilocalorías por persona al día, uno de los índices más elevados del mundo además de que 70% de la población padece sobrepeso y 30% de la población adulta sufre de obesidad (ISSSTE, 2016). En contraste, existen severas deficiencias nutricionales tanto en el campo como en la ciudad debido a la falta de acceso a los alimentos. Más de 18% de la población sufre pobreza alimentaria por ingreso, 14% de los niños mexicanos presentan desnutrición crónica y en la población indígena esta cifra se duplica (FAO, 2013). Nueve alimentos representan 75% de los más consumidos en el país (aunque no necesariamente los más nutritivos); de éstos el maíz representa más de la tercera parte, seguido del azúcar, trigo, leche, carne de cerdo, aceite de soya, carne de aves de corral, frijol y huevo (FAO, 2013). Aunque problemas como la desigualdad, el desperdicio y pérdidas de cosechas son las principales causas de la inseguridad alimentaria; en México el sector agrícola debería incrementar la producción para poder cubrir con soberanía la demanda de los cultivos básicos que se incluyen dentro de los nueve alimentos de mayor demanda en el país.

Los rendimientos promedio en cultivos de riego y de temporal (75% de la agricultura en México) han evolucionado de manera dispar y a ritmo muy diferenciado en los principales cultivos. El maíz, cultivo base en la alimentación de los mexicanos, tiene un consumo anual per cápita de 330 kg (SIAP, 2017) y representa 87% de la producción de granos. A pesar de su importancia presenta rendimientos inferiores al promedio nacional (3.7 ton ha⁻¹) en la mayoría de las entidades federativas productoras de maíz. En comparación con el rendimiento promedio en los principales países productores (p. e. casi 12 ton ha⁻¹ en el caso de Estados Unidos) los rendimientos en México son bajos y muestra un área de oportunidad en la cual es esencial acortar la brecha entre estados y sistemas productivos. Este problema es sin duda complejo y multifactorial. Para incrementar los rendimientos se requiere –entre otras cosas como políticas públicas adecuadas– intensificar las actividades agrícolas de manera sostenible incluyendo esquemas de fertilización eficiente.

Las emisiones de GEI en el sector agrícola son altas

Las actividades agropecuarias son la tercera causa de generación de emisiones de GEI, con una contribución

aproximada de 15% a las emisiones nacionales (INECC-SEMARNAT, 2018). Aproximadamente 63% de éstas corresponden al sector pecuario y 36% a las actividades agrícolas. Dentro de estas actividades el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos es la causa principal de emisiones de GEI, específicamente de N_2O , con una aportación de 17% por la adición de estiércol y ~17% por la adición de fertilizantes inorgánicos, respectivamente. La quema de residuos y los cultivos de arroz representan únicamente 1.6 y 0.2% de las emisiones del sector agropecuario (INECC-SEMARNAT, 2015). Como lo muestran estas cifras, el sector agrícola representa una fuente significativa de emisiones de GEI. Sin embargo, la solución también puede encontrarse en los suelos cultivados, los cuales representan un área de oportunidad en la mitigación de emisiones del sector agrícola, debido a que la mayor parte de las emisiones provienen de la ineficiencia en el uso de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos.

Baja eficiencia en el uso de fertilizantes

Está bien documentado que los cultivos absorben sólo una fracción del fertilizante aplicado y que puede variar entre 10 y 60% (Dobermann, 2005). En Latinoamérica, México es el segundo mayor consumidor de fertilizantes después de Brasil, lo que se ha reflejado en un incremento en las emisiones de N_2O –en el periodo 2012 a 2018–, pero no en una mayor seguridad alimentaria (FAO, 2009; INECC-SEMARNAT, 2018). La producción insuficiente y los bajos rendimientos de granos básicos, así como las altas emisiones de N_2O asociadas a las actividades agrícolas (casi 50% de las emisiones del sector agrícola) evidencian la baja eficiencia en el uso de los fertilizantes, particularmente del N (cantidad de N recuperado en los alimentos producidos por unidad de N aplicado; Cassman *et al.*, 2002). Al igual que en muchas regiones del mundo, el empleo de fertilizantes en el territorio mexicano dedicado a la agricultura no es uniforme y se ha concentrado en áreas específicas donde se desarrolla una agricultura intensiva (Peña-Cabriales *et al.*, 2002). El hecho de que en algunas regiones los fertilizantes se apliquen en exceso y en otras su aplicación sea insuficiente es uno de los principales problemas agrícolas de la actualidad en México. Ya sea debido a la aplicación excesiva en algunas regiones o debido a su escasez y alto precio en otras, es necesario que los fertilizantes sean utilizados con la mayor eficiencia posible.

¿Entonces qué hacer? Sorteando la tormenta

El N y el P son los elementos más limitantes para la producción agrícola y la eficiencia en su uso es esencial para la sostenibilidad económica y ambiental del sector. La transición hacia la adopción de estrategias de fertilización más sostenibles es un desafío enorme. Por un lado, la naturaleza dinámica y móvil del N y su propensión a perderse del sistema planta-suelo hace que su manejo eficiente sea un reto ambiental complejo de abordar. Por otro lado, el P es un elemento poco móvil en los suelos y su disponibilidad en la solución del suelo es baja, lo cual hace que la eficiencia en su aplicación sea un requisito indispensable en las prácticas agronómicas. En regiones donde la agricultura es intensiva, el P frecuentemente se aplica en exceso, y debido a su baja movilidad, se encuentra en altas concentraciones por las continuas y excesivas aplicaciones a los cultivos.

Líneas de acción para una fertilización sostenible en el caso del N

En el caso del N las prácticas de manejo que representen opciones costo-efectivas acordes con las circunstancias de nuestro país para hacer un uso eficiente y sostenible de los fertilizantes tendrían que considerar factores edáficos, la fisiología y fenología de las plantas, variables climáticas, tipos de fertilizantes y adelantos tecnológicos. El establecimiento de prácticas de manejo integrales es complejo, ya que los factores mencionados varían entre regiones, cultivos y condiciones socioeconómicas. Algunas de las líneas de acción que nos permitirían transitar hacia una fertilización sostenible son:

Adopción de prácticas de manejo sostenible del suelo.

Adoptar prácticas de manejo adecuadas es uno de los componentes más importantes de la fertilización sostenible y del uso eficiente de los fertilizantes ya que sostiene e incrementa los rendimientos agrícolas, reduce los impactos ambientales negativos (Paustian *et al.*, 2016) y los costos de producción (Keeler *et al.*, 2016). El enfoque de las 4R por sus iniciales en inglés (*right source, right rate, right place, right time*) incluye cuatro principios básicos para obtener la concentración máxima de N en los cultivos y reducir al mínimo las pérdidas de N al ambiente. Estos principios son:

Fuente de N. Se refiere a la selección de un fertilizante que sea menos susceptible a perderse mediante lixiviación de nitratos y a pérdidas gaseosas por desnitrificación, (que generan emisiones de N_2O) o por volatilización de NH_3 . Si es posible, elegir fertilizantes de liberación controlada. Aunque la desventaja de este tipo de fertilizantes es su precio, que frecuentemente es más elevado en comparación con los fertilizantes convencionales.

Momento de aplicación. Se refiere a la aplicación del fertilizante en el momento de mayor demanda de N en los cultivos, que es durante el crecimiento vegetativo. También es importante considerar los eventos climáticos y la capacidad de drenaje del suelo ya que estos factores influyen en el movimiento del N más allá de la rizósfera. Es necesario monitorear la sinergia entre factores como la temperatura, el pH de la solución del suelo y el contenido de humedad, ya que puede favorecer la volatilización del NH_3 y la pérdida de Nr.

Lugar de aplicación. La aplicación del fertilizante debe realizarse cerca de la rizósfera o en un lugar adecuado dependiendo del desarrollo radical y de su arquitectura. Se recomienda incorporar el fertilizante y evitar la aplicación superficial ya que esto favorece la volatilización del NH_3 . Este tipo de aplicación también es recomendable cuando existe riesgo de escorrentía o ante la presencia de pendientes pronunciadas.

Dosis. Se recomienda ajustar la dosis de N de acuerdo a los requerimientos de los cultivos y basar el diagnóstico de la dosis en análisis de suelos siempre que sea posible, por ejemplo, utilizando el método racional de fertilización, o bien, utilizando herramientas y enfoques como la agricultura de precisión.

Monitoreo de condiciones del suelo. La acidez del suelo puede reducir la absorción de N y su eficiencia de uso al reducir la mineralización de este elemento, la nitrificación y el proceso de nodulación en la fijación de N (factor determinante en la fijación natural del N) además de reducir el desarrollo radical de los cultivos (Grewal y Williams, 2003).

Fertilizantes de liberación controlada e inhibidores de la nitrificación. Los fertilizantes de liberación controlada encapsulan el N presente en la urea haciendo más lento su proceso de liberación al suelo (Naz y

Sulaiman, 2016) mediante el uso de recubrimientos de azufre, polímeros y materiales biodegradables (Naz y Sulaiman, 2016). Este tipo de fertilizantes favorece que la liberación de N se sincronice con la demanda de las plantas y reduce las pérdidas de N por lixiviación y desnitrificación (Shoji *et al.*, 2001). Los fertilizantes que contienen inhibidores de la nitrificación contienen compuestos que la restringen al detener la oxidación biológica del N-amoniaco en N-nítrico (Timilsena *et al.*, 2015). También pueden incluir en su formulación inhibidores de la hidrólisis del N contenido en la urea lo cual evita la formación de $N-NH_4$. Además, estos fertilizantes reducen indirectamente las emisiones de N_2O (Delgado y Mosier, 1996). Aunque hay estudios reportados de la utilidad de estos tipos de fertilizantes en maíz (Bautista-Cruz *et al.*, 2015), trigo (Castro-Luna *et al.*, 2006), la mayor parte de su utilización aún ocurre en parcelas experimentales y en experimentos en invernadero.

Soluciones basadas en la naturaleza. Entre las herramientas para mejorar la EUN se encuentran las soluciones basadas en la naturaleza que implican el uso de microorganismos del suelo y que tienen un importante potencial para mitigar el cambio climático. Se ha documentado que ciertas cepas bacterianas eficientes en la fijación de N_2 (p.e., *Rhizobium*, *Azospirillum*), micorrizas y microorganismos rizosféricos contribuyen que podrían reducir/sustituir los fertilizantes minerales al aumentar la disponibilidad de N en los suelos (Smith *et al.*, 2015).

Soluciones orientadas a la tecnología. Estas acciones son también buenos ejemplos de herramientas para mejorar la EUN entre las que destacan por su eficacia e innovación el uso de sensores que evalúan indirectamente el vigor de un cultivo al dar una lectura del Índice Normalizado de la Vegetación (NDVI) a través de un detector infrarrojo. El sensor se utiliza para medir la respuesta del cultivo en una franja de referencia caracterizada por una aplicación no limitante de N con respecto a las parcelas adyacentes con la estrategia de fertilización usual. Los datos obtenidos con el sensor ayudan a determinar la dosis óptima de fertilizante nitrogenado que debe aplicarse evitando la infrautilización o la sobreutilización del N (Schepers y Raun, 2010), la agricultura de precisión (Long y Pierce, 2010), y los modelos para evaluar las prácticas de manejo del N como es el caso del Índice de Nitrógeno (Delgado *et al.* 2010), o el modelo DayCent Century

(Parton et al., 1994). Actualmente existe tecnología para aumentar la eficiencia en el aprovechamiento de los fertilizantes, sin embargo, aún se usa poco en México.

En el caso del P, las líneas de acción para una fertilización más eficiente incluyen estrategias que pueden implementarse al interior del sistema agrícola y otras que deben establecerse fuera de los cultivos y donde es necesaria la participación de diversos sectores de la sociedad y del gobierno. Estas líneas de acción incluyen:

Incrementar la eficiencia de uso de los fertilizantes fosfatados. La solución de raíz para no depender del uso de un recurso natural no renovable como la roca fosfórica aún no se ha desarrollado. Para ganar tiempo mientras se continúa con el desarrollo de sustitutos del P y tecnologías de reciclaje de este elemento es necesario incrementar la eficiencia en los cultivos. Algunas acciones que pueden implementarse son:

Mejoramiento de las recomendaciones de fertilización. Para lograrlo debe trabajarse ajustando la forma y lugar de su aplicación acorde a los principios de las 4R. Por ejemplo, la ubicación del fertilizante debe ser cerca de las raíces para evitar la fijación del P.

Mantener la calidad del suelo. La presencia de P en el suelo no es garantía de su productividad. Los suelos deben cubrir otros requerimientos para asegurar que el P esté disponible para los cultivos y que pueda ser utilizado de forma eficiente (Schroder et al., 2011). El pH de la solución del suelo es uno de los factores principales que regula la disponibilidad del P. En suelos ácidos prevalece la fijación de P en arcillas minerales, mientras que en suelos alcalinos el P tiende a precipitarse en carbonatos. El mantenimiento de pH óptimo evita las reacciones de fijación y precipitación manteniendo el P disponible en el almacén de P lábil y en la solución del suelo (Weathers et al., 2013). De ser necesario es adecuado considerar prácticas de encalado en suelos naturalmente ácidos. El abastecimiento adecuado de la materia orgánica del suelo, de agua, así como una estructura adecuada permite que el sistema radical tenga mejores posibilidades de exploración del espacio poroso y por lo tanto de absorber P de la solución del suelo.

Prevenir la erosión. La erosión hídrica y eólica representa los principales mecanismos de pérdida de P

de los sistemas agrícolas. La eutrofización de un lago comienza con una concentración de P en el agua de 0.10 g P m^{-3} (Correll, 1998). Esto significa que no deberían perderse más de 0.6 kg P ha^{-1} mediante erosión (Schroder et al., 2011). En México es probable que esta cifra se alcance ya que la erosión afecta aproximadamente 30% del territorio, (11.8% representa erosión hídrica, 9.5% erosión eólica y 6% erosión física; SEMARNAT, 2012; INEGI, 2012). Algunas de las estrategias que pueden implementarse para evitar la erosión del suelo son mejorar su capacidad de infiltración mediante la reducción de la labranza, favorecer la permanencia de los residuos de cosecha, el establecimiento de terrazas, y la agroforestería (Schroder et al. 2011).

Mejoramiento genético. Una forma de enfrentar los problemas de adquisición de P y mejorar su eficiencia de uso es el desarrollo de variedades de plantas con menores requerimientos de este elemento (Gamuyao et al., 2012). Otra línea de acción es el desarrollo de investigaciones referentes a la modificación del sistema radical de los cultivos (Schroder et al., 2011). También es esencial reforzar el conocimiento de variedades de plantas tradicionales y de sus características beneficiosas para la adquisición de P que pudieran haberse perdido durante la domesticación (Kochian, 2012).

Reciclar las fuentes de P una vez que salen del sistema agrícola. El P puede ser recuperado de la producción agrícola y del sistema de consumo y puede ser reutilizado como fertilizante directamente o después de un procesamiento (Cordell et al., 2009). Las fuentes de P reciclado pueden tener presencia de metales pesados y patógenos lo cual frecuentemente limita su utilización y se prohíbe en sistemas como la agricultura orgánica. En contraste se favorece el uso de fertilizantes derivados de la roca fosfórica promoviendo su extracción y reducción de las reservas naturales (Schroder et al., 2011). Esta paradoja puede abordarse con el fortalecimiento en el desarrollo de fertilizantes de P inocuos a partir de fuentes recicladas.

Generación y divulgación de información. Para la implementación de un esquema de fertilización sostenible tanto en el caso de N como del P es necesario la generación de información científica, pero más importante aún su aplicación. Es esencial también la divulgación de los hallazgos y programas más exitosos y la reactivación de programas de extensionismo. Esto

con el fin de transmitir los conocimientos que permitan incrementar la eficiencia de uso y de coadyuvar al diseño de políticas públicas para la conservación de estos nutrientes.

Gobernanza responsable y eficaz. Algunos países han desarrollado políticas que les permitan asegurar la producción nacional de P mediante la restricción de las importaciones. Esto tiene sentido si consideramos que aproximadamente la mitad de los suelos agrícolas del mundo tienen limitación de P (Lynch, 2011). Con 85% de las reservas naturales de este elemento concentradas en un solo país (Marruecos), la necesidad de incrementar la producción de alimentos y suelos cada vez más empobrecidos, se prevé que la extracción y consumo de P incrementen en las próximas décadas. Se ha pronosticado que en el año 2030 la extracción y consumo de P alcanzará su mayor nivel y las reservas comenzarán a reducirse, así como la calidad del P extraído (Cordel *et al.*, 2009). Otras investigaciones pronostican que esto ocurrirá en el año 2100 (Sattari *et al.* 2012). Ante este escenario países como China han establecido un impuesto de 135% a las reservas de P mineral deteniendo las exportaciones. Brasil ha considerado la posibilidad de nacionalizar la extracción minera de P (Villalba *et al.*, 2008). Estas medidas tienen el objetivo de asegurar la producción nacional de P con fines agrícolas y muestran que garantizar su abasto es una cuestión de seguridad nacional. En México tendríamos que evaluar cual sería el mejor camino que nos permitiera transitar hacia la reducción de incertidumbre en el abastecimiento de P.

La fertilización sostenible en México: ¿es posible?

En el diseño de las políticas de fertilización en México sería adecuado considerar las circunstancias socioeconómicas que prevalecen en diferentes regiones. Es conveniente resaltar que la agricultura mexicana se realiza en una diversidad de escenarios, pero podemos distinguir dos grandes grupos de productores y formas de cultivar. Por un lado, hay un grupo minoritario de tipo empresarial con acceso a recursos naturales y económicos entre los que se incluyen: sistemas de riego, terrenos sin pendientes pronunciadas adecuadas para el establecimiento de mecanización y tecnificación, escala de operación significativa (unidades de producción de hasta dos mil hectáreas), acceso a servicios y a infraestructura hidroagrícola. Este tipo de agricultura está orientada

hacia la importación. Aunque representa 26% de la superficie nacional agrícola genera 60% del valor de la producción (INECC-SEMARNAT, 2015). Debido a estas ventajas los productores en esta categoría tienen la capacidad para cambiar su producción a cultivos más rentables con los incentivos disponibles (King, 2007). Es un subsector muy importante para el país en la producción de alimentos y generación de divisas. Sin embargo, también es causante de externalidades ecológicas (p. e. eutrofización, contaminación de cuerpos de agua) y sociales. En este tipo de agricultura sería adecuado enfocar esfuerzos de investigación para avanzar hacia la agricultura de precisión; además de generalizar la agricultura de conservación, creada precisamente para este tipo de agricultura (Turrent *et al.*, 2017).

El otro subsector es el de la agricultura campesina, ampliamente mayoritario distribuido en ~2,7 millones de unidades de producción con áreas de labor menores de cinco hectáreas (Cortés *et al.*, 2010) y que cubre aproximadamente 74% del territorio cultivado de México (INEC-SEMARNAT, 2015). Este tipo de agricultura es de temporal, frecuentemente se realiza en laderas, desprotegidas de la erosión hídrica y expuestas a los efectos del cambio climático global (Turrent *et al.*, 2017). Este subsector está orientado al autoconsumo y está formado por productores deficitarios, en equilibrio o excedentarios, y sus excedentes frecuentemente se asignan al mercado local (King, 2007). Un problema complejo que enfrenta este subsector es su dispersión y aislamiento en el territorio nacional, frecuentemente hacen agricultura de ladera en los sistemas montañosos con carencias severas de comunicación terrestre lo cual dificulta la comercialización de sus productos, el extensionismo, el acompañamiento técnico, el almacenamiento de productos, etc. Son además terrenos y poco accesibles a la investigación. Además de las adversas circunstancias sociales y económicas, estos productores enfrentan problemas de degradación ambiental. El principal de ellos es la erosión del suelo ya que 30% de la superficie agrícola tiene pendientes entre 8 y 30%, y el 10% presenta pendientes mayores a 30%. En este tipo de producción agrícola hay un uso muy limitado de fertilizantes y los que se aplican frecuentemente no cubren la demanda de N y/o P. La erosión, además de ser la causa central del deterioro de los recursos suelo y agua es un factor fundamental que incide en la ineficiencia en el uso de fertilizantes.

Las circunstancias son drásticamente diferentes en ambos subsectores, empresarial y campesino

y requieren soluciones radicalmente diferentes. A continuación, se describe un ejemplo de las estrategias que serían adecuadas en cada subsector para transitar hacia la fertilización sostenible.

Sistema de Milpa Intercalada con Árboles Frutales

La Milpa Intercalada en Árboles Frutales (MIAF) es un sistema agroforestal de cultivo intercalado constituido por tres especies, el árbol frutal (epicultivo), el maíz (mesocultivo) y frijol u otra especie comestible de preferencia leguminosa (sotocultivo) en intensa interacción agronómica (Cortés *et al.*, 2010). Este sistema fue desarrollado por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias y por el Colegio de Postgraduados como una alternativa para las pequeñas unidades de producción campesinas y étnicas. Los beneficios del establecimiento de este sistema son (Cortés, 2005): (1) protección contra la erosión del suelo y la pérdida asociada de N y P y otros nutrientes (Etchevers *et al.*, 2005); (2) incremento el ingreso familiar; (3) compatibilidad con la biodiversidad autóctona y que manejan los productores; y (4) incremento de la captura de carbono atmosférico (Etchevers *et al.*, 2005). Existen más de 60 publicaciones en las cuales se detalla la tecnología, logros y alcances (Turrent *et al.*, 2017) de este eficiente esquema de producción. La disposición de los árboles frutales funciona como un sostén entre terrazas que evita la erosión y con ello la pérdida de nutrientes haciendo más eficiente el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Este sistema de terrazas reduce la velocidad del agua de escurrimiento (Uribe-Gómez *et al.*, 2002) y con ello las pérdidas de N por lixiviación. Además de favorecer la eficiencia en el uso de fertilizantes al reducir la erosión hídrica y eólica, este sistema incrementa los rendimientos, el ingreso de los productores y el valor de la producción (Cortés y Turrent, 2012).

Uso de sensores ópticos para el diagnóstico de la dosis de fertilización

Una región pionera en el uso de herramientas y agricultura de precisión que ejemplifica el sector empresarial es el Valle del Yaqui, Sonora, la cual es una zona de vital importancia económica por la producción agrícola de trigo y por las actividades pesqueras (Matson, 2013). Es una zona con 230,000 hectáreas de cultivos de trigo con irrigación, altas tasas de

aplicación de fertilizantes y altos rendimientos (Naylor *et al.*, 2001). Sin embargo, la EUN en estos cultivos es de aproximadamente 30% (Raun y Johnson, 1999). Esta baja eficiencia genera emisiones de N_2O (Matson *et al.*, 1998) y flujos de N hacia el Mar de Cortés provocando la proliferación de algas lo cual reduce la biodiversidad y afecta la producción pesquera (Beman *et al.*, 2005). Numerosos estudios realizados en la zona han mostrado que el ajuste del momento de aplicación y la dosis de fertilización incrementa sustancialmente la EUN (Ortiz-Monasterio, 2002). El uso de sensores ópticos ha mostrado ser una herramienta útil para incrementar la EUN y aplicar así la dosis adecuada de fertilizante nitrogenado y fosforado en esta región (Ortiz-Monasterio y Raun, 2007). Esta tecnología se basa en el uso de una variación del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) y una relación lineal con el contenido de N de los cultivos para determinar la dosis de fertilización requerida (Crain *et al.*, 2012). Esta tecnología permite predecir con exactitud la cantidad de N y P que necesita un cultivo en un sitio específico lo cual permite alcanzar el rendimiento máximo esperado (Crain *et al.*, 2012). Para ello se establece una “franja rica en N” que es una zona del cultivo fertilizada con dosis altas para asegurar que no se presenten deficiencias de este elemento (Ortiz-Monasterio y Raun, 2007). El sensor envía un haz de luz en las regiones de rojo e infrarrojo del espectro electro-magnético al dosel de trigo y registra la reflectancia de las hojas en estas dos longitudes de onda en el área rica en N y en el campo del agricultor. Estos datos se utilizan para calcular el NDVI, que se mide hacia el final del amacollamiento y el comienzo del alargamiento del tallo del trigo (Z31). Utilizando algoritmos este índice predice el rendimiento y calcula la necesidad adicional de N del cultivo (Raun *et al.*, 2005). Una desventaja para la adopción de esta tecnología es el costo ya que no está al alcance de todos los productores. Dependiendo del nivel de tecnificación, automatización y sincronización con la mecanización del cultivo el sensor puede costar de \$120,000 hasta \$5,000 USD. Sin embargo, avances tecnológicos han hecho posible el desarrollo de una versión más pequeña, económica (\$550 USD) y portátil pero eficiente (Ortiz-Monasterio *et al.*, 2017) que ha incrementado las ganancias de los agricultores del Valle del Yaqui y ha reducido significativamente las emisiones de GEI (Lapidus *et al.*, 2017). Aun así, la adopción de esta tecnología en la producción agrícola campesina sería compleja por los costos, la capacitación, el acompañamiento técnico además de

que faltan estudios del desempeño estos sensores en agricultura de ladera. Sin embargo, en el caso de la agricultura tecnificada ha mostrado generar ahorros a los productores y reducir la adición de N sin afectar los rendimientos.

REFLEXIONES FINALES

¿Cómo incrementar el uso de fertilizantes de N y P en condiciones agroecológicas y sociales que en muchas ocasiones son profundamente limitativas? Se requiere incrementar la inversión en investigación aplicada bajo diferentes esquemas de agricultura como MIAF e impulsar también el uso de nuevas tecnologías en la búsqueda de recomendaciones de dosificación, y fuente de fertilizante N-P. Para ello es necesario el fortalecimiento y/o la construcción de vínculos entre el sector académico y el gubernamental. Si se considera que aproximadamente 15% de las emisiones nacionales provienen del sector agropecuario y que de éstas aproximadamente 30% se generan por del uso excesivo e insostenible de los fertilizantes se tiene entonces un área de oportunidad significativa para la mitigación de GEI. Considerando además que la meta de mitigación de GEI comprometida al 2030 es la reducción de 22% de las emisiones y que uno de los cinco ejes estratégicos de mitigación incluidos en la Estrategia Nacional de Cambio Climático incluye la adopción de mejores prácticas para el uso sostenible de fertilizantes sería urgente y necesaria la colaboración del sector académico y gubernamental para coadyuvar a alcanzar esta meta.

Finalmente, la fertilización sostenible requiere de la implementación de planes de investigación científica de corto, mediano y largo plazo y de “gran visión” así como el establecimiento de laboratorios nacionales al servicio de los productores. Es necesario entender las necesidades de los diferentes productores y de los diferentes agrosistemas y en México se tiene amplia experiencia en este enfoque.

LITERATURA CITADA

Bautista-Cruz, A., G. Cruz-Domínguez y M. Rodríguez-Mendoza. 2015. Efecto de bocashi y fertilizantes de liberación lenta en algunas propiedades de suelos con maíz. *Revista mexicana de ciencias agrícolas* 6:217-222.

Beman, J., K. R. Arrigo and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214. <https://doi.org/10.1038/nature03370>.

Bennett, E. M. and Schipanski, M. E. 2013. The Phosphorus Cycle. pp. 159-178. *In* Weathers, K.C., D. L. Strayer and G. E. Likens (eds.). *Fundamentals of Ecosystem Science*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00008-1>.

Bouwman, A. F. 1990. Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agroecosystems. *Transactions 14th International Congress Soil Science* 2:261-266.

Campbell, B. M., P. Thornton., R. Zougmore, P. van Asten and L. Lipper. 2014. Sustainable intensification: what is its role in climate smart agriculture? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8:39-43. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.07.002>.

Castro-Luna, I., F. Gavi-Reyes, J. J. Peña-Cabriales, R. Núñez-Escobar y J. D. Etchevers-Barra. 2006. Eficiencia de recuperación de N y K de tres fertilizantes de lenta liberación. *Terra Latinoamericana* 24:277-282.

Cassman, K. G., A. Dobermann and D. T. Walters. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31:132-140. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.132>. PMID: 12078002.

CEDRSSA. 2018. Fertilizantes. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria, México. http://www.cedrssa.gob.mx/post_n-fertilizantes-n.htm (Consulta: diciembre 06,2021).

Childers, D. L., J. Corman, M. Edwards and J. J. Elser. 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. *BioScience* 61:117-124. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.6>.

Cordell, D., J. O. Drangert and S. White. 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19:292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.

Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>.

Cortés, J. I. 2005. *Tecnologías Alternativas Sustentables (TAS). Proyecto Manejo Sustentable de Laderas-PMSL*. Colegio de Postgraduados. México.

Cortés, J. I. y Turrent F. A. 2012. Una tecnología multiobjetivo para pequeñas unidades de producción. pp.162-178. *In*: Calva, J. L. *Agenda para el desarrollo agropecuario forestal y pesquero*. UNAM. México.

Cortés, J. I., F. A. Turrent, E. Hernández, N. Nicolás, J. P. Torres, A. Zambada y P. Díaz. 2010. *La Milpa intercalada con árboles frutales (MIAF)*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Subsecretaría de Desarrollo Rural Dirección General de Apoyos para el Desarrollo Rural. México.

Crain, J., I. Ortiz-Monasterio and B. Raun. 2012. Evaluation of a reduced cost active NDVI sensor for crop nutrient

- management. *Journal of Sensors* 2012:e582028. <https://doi.org/10.1155/2012/582028>.
- Cruz, C., C. Balbontin, F. Paz, J. Etchevers y P. Krasilnikov. 2007. Variabilidad morfofisiológica de los suelos de México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León Guanajuato. México. 17 al 21 de septiembre de 2007.
- Delgado, J. and Follett, R. F. 2010. Advances in nitrogen management for water quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 66:25A-26A. <https://doi.org/10.2489/jswc.66.1.25A>.
- Delgado, J. A., and Mosier, A. R. 1996. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. *Journal of Environmental Quality* 25:1105-1111. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500050025x>.
- Dobermann, A. R. 2005. Nitrogen use efficiency state of the art. *Agronomy & Horticulture*. Faculty Publications Paper 316. <https://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>.
- Elser, J., and Bennett, E. 2011. A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478:29-31. <https://doi.org/10.1038/478029a>.
- 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. *Ecology Letters* 10:1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>.
- Etchevers, J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla y R. M. López. 2005. Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas. Colegio de Postgraduados. México.
- Erisman, J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont and W. Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1:636-639. <http://doi.org/10.1038/ngeo325>.
- Fageria, N. K. and Baligar, V. C. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Advances in Agronomy* 88:97-185. Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)88004-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)88004-6).
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek and W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290:291-296. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>.
- FAO. 2018. Transformar la alimentación y la agricultura para alcanzar los ODS. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- FAO. 2009. The state of food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- FAO. 2013. El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo 2013. Las múltiples dimensiones de la seguridad alimentaria. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- 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. *Nature* 478:337-342. <http://doi.org/10.1038/nature10452>.
- Follett, J., and Follett, R. 2001. Utilization and metabolism of nitrogen by humans. pp. 65-92. *In* Follett R and J.L. Hatfield (eds.). Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. <https://doi.org/10.1016/B978-044450486-9/50006-6>.
- Fowler, D., C. E. Steadman, D. Stevenson, M. Coyle, R. M. Rees, U. M. Skiba, M. A. Sutton, J. N. Cape, A. J. Dore, M. Vieno, D. Simpson, S. Zaehle, B. D. Stocker, M. Rinaldi, M. C. Facchini, C. R. Flechard, E. Nemitz, M. Twigg, J. W. Erisman, K. Butterbach-Bah and J. N. Galloway. 2015. Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. *Atmos. Chem. Phys* 15:13849-13893.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. W. Howarth., E. B. Cowling and B. J. Cosby. 2003. Nitrogen cascade. *BioScience* 53:341-356. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2).
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend and C. J. Vorosmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry* 70:153-226 <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>.
- Gamuyao, R., J. H. Chin, J. Pariasca-Tanaka, P. Pesaresi, S. Catausan, C. Dalid, I. Slamet-Loedin, E. M. Tecson-Mendoza, M. Wissuwa and S. Heuer. 2012. The protein kinase Pstol1 from traditional rice confers tolerance of phosphorus deficiency. *Nature* 488:535-539. <https://doi.org/10.1038/nature11346>.
- Grewal, H. S. and Williams, R. 2003. Liming and cultivars affect root growth, nodulation, leaf to stem ratio, herbage yield, and elemental composition of alfalfa on an acid soil. *Journal of Plant Nutrition* 26:1683-1696. <https://doi.org/10.1081/PLN-120022381>.
- INECC-SEMARNAT. 2015. Primer Informe Bial de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- INECC-SEMARNAT. 2018. México, sexta comunicación nacional y segundo informe bial de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

- INEGI. 2012. Aspectos generales del territorio mexicano. Recursos naturales. Edafología. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://mapserver.inegi.org.mx> (Consulta: diciembre 01, 2021).
- ISSSTE. 2016. La Obesidad en México. Instituto de Seguridad y Servicios Sociales para los Trabajadores del Estado, México. <http://www.gob.mx/issste/articulos/la-obesidad-en-mexico> (Consulta: diciembre 06, 2021).
- IUSS-WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- Keeler, B. L., J. D. Gourevitch, S. Polasky, F. Isbell, C. W. Tessum, J. D. Hill and J. D. Marshall. 2016. The social costs of nitrogen. *Science Advances* 2:e1600219-e1600219. PubMed. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600219>.
- King, A. 2007. Diez años con el TLCAN: revisión de la literatura y análisis de las respuestas de los agricultores de Sonora y Veracruz, México. Informe especial del CIMMYT 07-01. México, D.F.: CIMMYT/Congressional Hunger Center.
- Kochian, L. V. 2012. Rooting for more phosphorus. *Nature* 488:466-467. <https://doi.org/10.1038/488466a>.
- Lal, R. 2009. Sequestering carbon in soils of arid ecosystems. *Land Degradation & Development* 20:441-454.
- Lapidus D, A. Latane, I. Ortiz-Monasterio, R. Beach and M. E. Cárdenas-Castañeda. 2017. The greenSeeker handheld: a research brief on farmer technology adoption and disadoption. RTI Press Research Brief No. RB-0014-1705 <https://doi.org/10.3768/rtipress.2017.rb.0014.1705>.
- Lipper, L., P. Thornton, B. M. Campbell, T. Baedeker, A. Braimoh, M. Bwalya, P. Caron, A. Cattaneo, D. Garrity, K. Henry, R. Hottle, L. Jackson, A. Jarvis, F. Kossam, W. Mann, N. McCarthy, A. Meybeck, H. Neufeldt, T. Remington, P. T. Sen, R. Sessa, R. Shula, A. Tibu and E. F. Torquebiau. 2014. Climate-smart agriculture for food security. *Nature Climate Change* 4:1068-1072. <https://doi.org/10.1038/nclimate2437>.
- Long, D. S. and Pierce, F. J. 2010. Precision farming for nitrogen management. *In* Delgado J. A. and R. F. Follett (eds.). *Advances in nitrogen management for water quality*. Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Service (in press).
- Lynch, J. P. 2011. Root Phenotypes for enhanced soil exploration and phosphorus acquisition: tools for future crops. *Plant Physiology* 156:1041-1049. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175414>.
- MacDonald, G. K., E. M. Bennett, P. A. Potter and N. Ramankutty. 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3086-3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>.
- Matson, P. A., R. Naylor and I. Ortiz-Monasterio. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science* 280:112-115. <http://doi.org/10.1126/science.280.5360.112>.
- Matson, P. A. 2013. From global environmental change to sustainability science: ecosystem studies in the Yaqui Valley, Mexico. pp. 233-241. *In* Weathers, K.C., D. L. Strayer and G. E. Likens (eds.). *Fundamentals of Ecosystem Science*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00012-3>.
- MASAGRO.2021. Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional. <https://masagro.mx/es/> (Consulta: diciembre 07, 2021).
- Mosier, A. R. 1994. Nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Fertilizer Research* 37:191-200. <https://doi.org/10.1007/BF00748937>.
- Muller, A., C. Schader, N. El-Hage Scialabba, J. Brüggemann, A. Isensee, K. H. Erb, P. Smith, P. Klocke, F. Leiber, M. Stolze and U. Niggli. 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8:1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.
- Naylor, R. L., W. P. Falcon and A. Puente-Gonzalez. 2001. Policy reforms and mexican agriculture: views from the Yaqui Valley. CIMMYT Economics Program Paper No. 01-01. CIMMYT, Mexico, D.F.
- Naz, M. Y. and Sulaiman, S. A. 2016. Slow-release coating remedy for nitrogen loss from conventional urea: a review. *Journal of Controlled Release* 225:109-120. <https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2016.01.037>.
- Ortiz-Monasterio, J. I. R. 2002. Nitrogen management in irrigated spring wheat. FAO Plant Production and Protection Series (FAO).
- Ortiz-Monasterio, I. and Raun, W. 2007. Reduced nitrogen and improved farm income for irrigated spring wheat in the Yaqui Valley, Mexico, using sensor based nitrogen management. *The Journal of Agricultural Science* 145:215-222. <https://doi.org/10.1017/S0021859607006995>.
- Parton, W. J., D.S. Ojima, C. V. Cole and D. S. Schimel. 1994. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. pp. 147-167. *In* Wiley, J and Sons, Ltd. *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532:49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- Peoples, M., J. Angus, A. Swan, B. Dear, H. Hauggaard-Nielsen, E. Jensen, M. Ryan and J. Virgona. 2004. Nitrogen dynamics in legume-based pasture systems. pp.103-114. *In*: Mosier, AR., J. Syers and J. Freney (eds.). *Agriculture and the nitrogen cycle assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Washington.
- Peña-Cabriales, J. J., O. A. Grageda-Cabrera y J. A. Vera-Núñez. 2002. Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: uso de las técnicas isotópicas (¹⁵N). *Terra Latinoamericana* 20:51-56.

- Pittelkow, C. M., X. Liang, B. A. Linquist, K. J. van Groenigen, J. Lee, M. E. Lundy, N. van Gestel, J. Six, R. T. Venterea and C. van Kessel. 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517:365-368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>.
- Pope, C. A., D. V. Bates and M. E. Raizenne. 1995. Health effects of particulate air pollution: time for reassessment? *Environmental Health Perspectives* 103:472-480. <https://doi.org/10.1289/ehp.95103472>.
- Rabalais, N. N., R. J. Díaz, L. A. Levin, R. E. Turner, D. Gilbert and J. Zhang. 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7:585-619. <https://doi.org/10.5194/bg-7-585-2010>.
- Raun, W. R. and G. V. Johnson. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal* 91:357-363. <http://doi.org/10.2134/agronj1999.0002196200910003001x>.
- Raun, W. R., J. B. Solie, M. L. Stone, K. L. Martin, K. W. Freeman, R. W. Mullen, H. Zhang, J. S. Schepers and G. V. Johnson. 2005. Optical sensor-based algorithm for crop nitrogen fertilization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36:2759-2781. <https://doi.org/10.1080/00103620500303988>.
- Reay, D. S., E. A. Davidson, K. A. Smith, P. Smith, J. M. Melillo, F. Dentener and P. J. Crutzen. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2:410-416. <https://doi.org/10.1038/nclimate1458>.
- Reganold, J. P., and J. M. Wachter. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2:1-8. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>.
- Robertson, G. P. 2004. Abatement of nitrous oxide, methane, and the other non-CO₂ greenhouse gases: the need for a systems approach. pp 493-506. *In: Field, C. B. and M. R. Raupach (eds.). The global carbon cycle.* Island Press, Washington.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen and J. A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- SADER. 2019. Prácticas agrícolas sustentables aumentan el rendimiento del maíz, revelan investigaciones mexicanas. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, México. <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/practicas-agricolas-sustentables-aumentan-el-rendimiento-del-maiz-revelan-investigaciones-mexicanas> (Consulta: diciembre 06, 2021).
- Sattari, S. Z., A. F. Bouwman, K. E. Giller and M. K. van Ittersum. 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:6348-6353. <https://doi.org/10.1073/pnas.1113675109>.
- Schepers, J. S. and Raun W. R. 2010. Nitrogen sensors to fine tune the nutrient management decision making process. *In* Delgado, J.A. and R. F. Follett (eds.). *Advances in nitrogen management for water quality.* SWCS, Ankeny IA (in press).
- Schlesinger, W. H. 2009. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:203-208. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810193105>.
- Scholz, R. W. and Wellmer, F. W. 2013. Approaching a dynamic view on the availability of mineral resources: what we may learn from the case of phosphorus? *Global Environmental Change* 23:11-27. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.013>.
- Schröder, J. J., A. L. Smit, D. Cordell and A. Rosemarin. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: a key requirement for its sustainable use. *Chemosphere* 84:822-831. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.065>.
- SEMARNAT. 2000. Suelos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SIAP. 2017. Atlas Agroalimentario 2017. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <http://www.gob.mx/siap/prensa/atlas-agroalimentario-2017>.
- SIAP. 2018. Atlas Agroalimentario 2012-2018. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. https://nube.siap.gob.mx/gobmx_publicaciones_siap/pag/2018/Atlas-Agroalimentario-2018.
- Shoji, S., J. Delgado, A. Mosier and Y. Miura. 2001. Use of controlled release fertilizers and nitrification inhibitors to increase nitrogen use efficiency and to conserve air and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32:1051-1070. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104103>.
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25:53-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>.
- Smith, D., D. Praslickova and G. Ilangumaran. 2015. Inter-organismal signaling and management of the phytomicrobiome. *Frontiers in Plant Science* 6:722. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00722>.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, S. R. Carpenter, W. de Vries, C. A. de Wit., C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. M. Mace, L. M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers and S. Sörlin. 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347:1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.

- Struik, P. C. and Kuyper, T. W. 2017. Sustainable intensification in agriculture: the richer shade of green. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37:39. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7>.
- Sutton, M. A., O. Oenema, J. W. Erisman, A. Leip, H. Van Grinsven and W. Winiwarter. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472:159–161. <http://doi.org/10.1038/472159a>.
- Timilsena, Y. P., R. Adhikari, P. Casey, T. Muster., H. Gill and B. Adhikari. 2015. Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95:1131-1142. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6812>.
- Turrent, A., J. Cortés, A. Espinosa, E. Hernández, R. Camas, J. Torres y A. Zambada. 2017. MasAgro o MIAF ¿Cuál es la opción para modernizar sustentablemente la agricultura tradicional de México? *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8:1169-1185.
- Uribe-Gómez, S., N. F. Nicolás y A. T. Fernández. 2002. Pérdida de suelo y nutrimentos en un entisol con prácticas de conservación en los Tuxtlas, Veracruz, México. *Agrociencia* 36:161-168.
- Villalba, G., Y. Liu, H. Schroder and R. U. Ayres. 2008. Global phosphorus flows in the industrial economy from a production perspective. *Journal of Industrial Ecology* 12:557-569. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00050.x>.
- Weathers, K. C., D. L. Strayer and G. E. Likens. 2013. *Fundamentals of ecosystem science*. Elsevier. San Diego, CA, USA.
- Weih, M., L. Asplund and G. Bergkvist. 2011. Assessment of nutrient use in annual and perennial crops: a functional concept for analyzing nitrogen use efficiency. *Plant and Soil* 339:513-520. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0599-4>.
- Wolfe, A. H. and J. A. Patz. 2002. Reactive nitrogen and human health: a cute and long-term implications. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31:120-125. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.120>.

PMC
Programa Mexicano del Carbono