



Elementos para Políticas Públicas

Volumen 4 • Número 2 • mayo-agosto de 2020

Ciclo del Carbono y sus Interacciones

Zonas Áridas

Flujos Verticales

Suelos

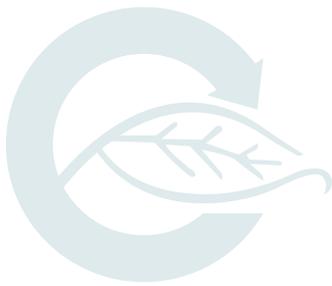
Dimensión Social

Bosques y Selvas



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



Elementos para **Políticas Públicas**

Volumen 4 • Número 2 • Mayo - Agosto de 2020

Ciclo del Carbono
y sus Interacciones



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**

ELEMENTOS PARA POLÍTICAS PÚBLICAS. Volumen 4, No. 2, mayo - agosto de 2020. 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, marzo de 2022.

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

C. Jesica Paola Ortiz Arias

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

Alejandro Cueva Rodríguez

Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad,
El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Villahermosa, Tabasco.

Alejandro E. Castellanos Villegas

Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas.
Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.

Alma S. Velázquez Rodríguez

Facultad de Ciencias,
Universidad Autónoma del Estado de México.
Toluca, Estado de México, México.

Angélica Hernández Guerrero

Instituto de Biología,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Ciudad de México, México.

Antoine Libert Amico

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

Armando Guerrero Peña

Colegio de Postgraduados,
Campus Villahermosa. Villahermosa, Tabasco, México.

Arturo Flores Martínez

Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas,
Instituto Politécnico Nacional. Ciudad de México, México.

Aurelio Báez Pérez

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.
Campo Experimental Bajío. Celaya, Guanajuato, México.

Ben de Jong

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

Índice de Autores

Benedicto Vargas Larreta

Instituto Tecnológico de El Salto.
Tecnológico Nacional de México. El Salto, Durango, México.

Blanca Prado Pano

Instituto de Geología,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Ciudad de México, México.

Bruno Chávez Vergara

Instituto de Geología,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Ciudad de México, México.

César Hinojo Hinojo

School of Geographical Sciences and Urban Planning,
Arizona State University. Tempe, Arizona, USA.

Claudia I. Hidalgo Moreno

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

Claudia Teutli Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México.
Ciudad de México, México.

Cristian Reyna Ramírez

Departamento de Producción Agrícola y Animal,
Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco.
Ciudad de México, México.

Enrico A. Yépez González

Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente,
Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, Sonora, México.

Índice de Autores

Eugenia González del Castillo

Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos,
Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático,
Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

Fabiola Rojas García

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

Felipe García Oliva

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad,
Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, Michoacán, México.

Fernando Ayala Niño

Facultad de Estudios Superiores Iztacala,
Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

Fernando de León González

Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco. Ciudad de México, México.

Fernando Paz Pellat

Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados,
Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México, México

Gilberto Vela Correa

División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco. Ciudad de México, México.

Gontrán Villalobos Sánchez

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo México y
Escuela Nacional de Protección Civil *Campus* Chiapas.
San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

Gregorio Ángeles Pérez

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

Índice de Autores

Helena Cotler Ávalos

Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial
(Centro Geo). Ciudad de México, México.

Jorge D. Etchevers Barra

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

Jorge Herrera Silveira

CINVESTAV-IPN,
Unidad Mérida. Mérida, Yucatán, México.

José Cueto Wong

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

Jorge Méndez González

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
Saltillo, Coahuila, México.

Jorge Mendoza Vega

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

J. Mauricio Galeana Pizaña

Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial
(Centro Geo). Ciudad de México, México.

Juan Manuel Dupuy Rada

Unidad Académica de Recursos Naturales,
Centro de Investigación Científica de Yucatán
A.C. Mérida, Yucatán, México.

Julio César Rodríguez

Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.

Índice de Autores

Lorena Soto Pinto

El Colegio de la Frontera Sur.
San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

Lucila González Molina

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

Mariela H. Fuentes Ponce

Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco. Ciudad de México, México.

Marcos Casiano Domínguez

Universidad para el Bienestar “Benito Juárez García”,
sede Rayón. Rayón, San Luis Potosí, México.

Mario Guevara Santamaría

Centro de Geociencias,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Juriquilla, Querétaro, México.

Mario Manzano Camarillo

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey,
Campus Monterrey. Monterrey, Nuevo León, México.

Martín A. Bolaños González

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

Miguel Acosta Mireles

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

Oscar Briones Villarreal

Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Índice de Autores

Rodrigo Vargas

University of Delaware. Newark, Delaware, USA.

Samuel Villarreal Rodríguez

Facultad de Ingeniería,
Universidad Autónoma de Querétaro.
Querétaro, Querétaro, México.

Sara Covaleda Ocón

Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C.,
San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

Susana Alvarado Barrientos

Red de Ecología Funcional,
Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Tonantzin Tarin Terrazas

Instituto de Ecología,
Universidad Nacional Autónoma de México,
Ciudad de México, México.

Víctor M. Salas Aguilar

Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.
Chihuahua, Chihuahua, México.

Vinisa Saynes Santillán

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

Yareni Perroni Ventura

Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada,
Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

Zulia Sánchez Mejía

Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente,
Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, Sonora, México.

En el año 2019, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) publicó el Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde, como parte de los objetivos establecidos en su Plan Científico. Como seguimiento a esta actividad del colectivo, se planeó abordar los planteamientos hacia el segundo reporte, a través de una serie de números dentro de la revista Elementos para Políticas Públicas. Los artículos están orientados al análisis y discusión de una agenda de trabajo enfocada al establecimiento de una hoja de ruta orientada al segundo reporte del PMC, en donde se abordan diferentes perspectivas de las áreas temáticas del Comité Científico.

En este segundo número se incluyen las áreas temáticas de Matorrales y Pastizales, Bosques y Selvas, Suelos, Flujos Verticales y Dimensión Social. Los temas se discuten a partir de diferentes perspectivas, que van desde el cometido sobre los bienes y servicios ecosistémicos, hasta programas iniciales de agendas de desarrollo para la implementación del segundo reporte del PMC.

La presentación de los artículos de este número, se conforma por la discusión de los ecosistemas de zonas secas (matorrales y pastizales) del país y sus bienes y servicios ecosistémicos, así como por la necesidad de políticas públicas para la conservación y mejoría de los mismos. En la temática de los flujos de dióxido de carbono, agua y energía, se destaca su aporte a las soluciones climáticas naturales y la estructuración de una agenda de trabajo para tal fin. Asimismo, en lo que se refiere a Bosques y Selvas, además del Suelo, se plantea un análisis de puntos críticos a resolver, con la finalidad de avanzar en el desarrollo del segundo reporte, así como en la generación de los elementos de discusión para orientar los análisis. En el tema de la dimensión social, se realiza un análisis de las contribuciones clave que deben considerarse en los planteamientos hacia el segundo reporte y se esbozan los elementos constitutivos de un borrador inicial de agenda de trabajo para lograr los objetivos planteados.

El presente número de Elementos para Políticas Públicas, contribuye a la orientación de la discusión sobre las consideraciones a tener en cuenta durante la construcción de las componentes del Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México.

Contenido

Población, servicios ecosistémicos, ciclo del carbono y políticas públicas en las zonas secas de México 79

Oscar Briones Villarreal, Arturo Flores Martínez, Alejandro E. Castellanos Villegas, Yareni Perroni Ventura, Angélica Hernández Guerrero.

MexFlux: sinergias para diseñar, evaluar e informar soluciones climáticas naturales 99

Tonantzin Tarin Terrazas, Susana Alvarado Barrientos, Alejandro Cueva Rodríguez, César Hinojo Hinojo, Eugenia González del Castillo, Zulia Sánchez Mejía, Samuel Villarreal Rodríguez, Enrico A. Yépez González.

Almacenes y dinámica del carbono orgánico de los suelos de México: incertidumbre y estado estacionario 119

Fernando Paz Pellat, Alma S. Velázquez Rodríguez, Fernando Ayala Niño, Aurelio Báez Pérez, Bruno Chávez Vergara, Gilberto Vela Correa, Helena Cotler Ávalos, Sara Covalada Ocón, José Cueto Wong, Ben de Jong, Fernando de León González, Jorge D. Etchevers Barra, Mariela H. Fuentes Ponce, Felipe García Oliva, Lucila González Molina, Armando Guerrero Peña, Mario Guevara Santamaría, Jorge Herrera Silveira, Claudia I. Hidalgo Moreno, Antoine Libert Amico, Jorge Mendoza Vega, Blanca Prado Pano, Julio César Rodríguez, Víctor Salas Aguilar, Zulia Sánchez Mejía, Vinisa Saynes Santillán, Claudia Teutli Hernández, Rodrigo Vargas, Enrico A. Yépez González.

La dimensión social del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres: retos par su integración 139

Antoine Libert Amico, Fernando Paz Pellat, Sara Covalada Ocón, Mariela H. Fuentes Ponce, Cristian Reyna Ramírez, Gontrán Villalobos Sánchez, Alma S. Velázquez Rodríguez, Martín A. Bolaños González, J. Mauricio Galeana Pizaña, Marcos Casiano Domínguez.

Almacenes y dinámica del carbono en selvas y bosques de México: parametrizaciones y fuentes de incertidumbre 169

Fernando Paz Pellat, Ben de Jong, Miguel Acosta Mireles, Gregorio Ángeles Pérez, Juan Manuel Dupuy Rada, Mario Guevara Santamaría, Mario Manzano Camarillo, Jorge Méndez González, Fabiola Rojas García, Víctor Salas Aguilar, Lorena Soto Pinto, Benedicto Vargas Larreta, Rodrigo Vargas, Alma S. Velázquez Rodríguez, Enrico Yépez González.

POBLACIÓN, SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, CICLO DEL CARBONO Y POLÍTICAS PÚBLICAS EN LAS ZONAS SECAS DE MÉXICO

POPULATION, ECOSYSTEM SERVICES, CARBON CYCLE AND PUBLIC POLICIES IN THE DRY ZONES OF MEXICO

Oscar Briones^{1†}, Arturo Flores-Martínez², Alejandro E. Castellanos³, Yareni Perroni⁴, Angélica Hernández-Guerrero^{5,6}

¹ Instituto de Ecología, A.C., Carretera antigua a Coatepec No. 351, El Haya, C.P. 91073, Xalapa, Veracruz, México.

² Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Carpio y Plan de Ayala. Casco de Santo Tomás. C.P. 11340 CDMX. México.

³ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora, Blvd. Luis Donaldo Colosio y Reforma, C.P. 83000, Hermosillo, Sonora, México.

⁴ Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Av. de las Culturas Veracruzanas 101, Col. Emiliano Zapata, C.P. 91090, Xalapa, Veracruz, México.

⁵ Dirección General de Estadística e Información Ambiental. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ejército Nacional No. 223, Colonia Anáhuac, Delegación Miguel Hidalgo, C.P. 11320, CDMX.

⁶ Instituto de Biología, Departamento de Zoología, Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad No. 3000, Copilco Universidad, Coyoacán, C.P. 04510, CDMX, México.

† Autor para correspondencia: oscar.briones@inecol.mx

RESUMEN

Los ecosistemas secos ocupan más de la mitad del territorio de México, con presencia en la mayoría de las entidades federativas. En este trabajo se reúne la información publicada sobre los bienes y servicios que provee la vasta biodiversidad de estos ecosistemas a más de la mitad de la población mexicana. Los ecosistemas secos proveen de bienes directos (alimentos, medicinas, fibras y energía), así como servicios indirectos a través de la regulación y soporte de los ciclos del agua, carbono y fertilidad del suelo y culturales (turismo y recreación y servicios intangibles y espirituales). La vegetación constituida por matorrales, pastizales y bosques bajos, junto con el suelo, poseen importante capacidad de almacenar carbono, que de otra forma estaría libre en la atmósfera contribuyendo al calentamiento global. Sin embargo, los cambios constantes y sostenidos en el uso del suelo, resultado de las actividades humanas, pueden impactar gravemente la biodiversidad y comprometer la disponibilidad de los servicios de los ecosistemas secos. Enfrentar el cambio climático es un reto básico de la agenda ambiental por lo que deben fomentarse los estudios y análisis que provean metodologías rigurosas que guíen la toma de decisiones y las políticas públicas. Resulta urgente conciliar la conservación y funcionamiento de los ecosistemas secos con las prácticas de mitigación y adaptación al cambio climático que contribuyan al mejoramiento del bienestar de la población.

Palabras clave: *desiertos; cambio climático; México; servicios ecosistémicos; zonas áridas.*

ABSTRACT

Dry ecosystems occupy more than half of the Mexican territory, with presence in most of the federative entities. This study gathers the information published on environmental services that the high biodiversity of the dry ecosystems provides to more than half of the Mexican population. Dry ecosystems offer direct services such as food, medicine, fiber and energy, and indirect services through the regulation and support of the water and biogeochemical cycles, soil fertility, culture, tourism and recreation, and intangible and spiritual services. The vegetation of scrubs, grasslands and low forests together with the soil have an important capacity to store carbon, which would otherwise be free in the atmosphere, contributing to global warming. Changes in land use as well as human activities can seriously impact biodiversity and compromise the availability of dry ecosystem services. Facing climate change is a basic challenge on the environmental agenda and studies and analyzes that provide rigorous methodologies that guide decision-making and public policies should be encouraged. In this way, it is possible to reconcile the conservation and functioning of dry ecosystems with practices of mitigation and adaptation to climate change that contribute to the improvement of the well-being of the population.

Keywords: *arid zones; climate change; deserts; ecosystem services; Mexico.*

INTRODUCCIÓN

Las tierras secas de México, vegetadas por matorrales y pastizales desérticos y bosques bajos, se distribuyen en más de la mitad del territorio nacional. Las regiones secas han provisto de recursos y servicios ambientales a poblaciones dispersas y pequeñas en la prehistoria, hasta las que actualmente se asientan en las casi 192 mil localidades rurales actuales con menos de 2,500 habitantes y las cerca de 650 localidades urbanas, algunas con casi 4.7 millones de personas como en la Zona Metropolitana del Monterrey (INEGI, 2015). Las tierras secas del planeta están caracterizadas por lluvias escasas y variables, suelos pobres en nutrientes y alta variabilidad espacial y temporal de la productividad de sus ecosistemas, lo que vuelve altamente vulnerables las actividades agrícolas y pecuarias que ahí se desarrollan, así como a la población que depende de ellas (FAO, 2004).

Las actividades humanas han alterado directa o indirectamente los almacenes y flujos de carbono (C) y perturbado la composición de la atmósfera global, lo cual está relacionado con el cambio climático global, por lo que es necesario identificar y conocer los procesos biológicos, geológicos y químicos que intervienen en el ciclo del C (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016). Los matorrales y pastizales desérticos en México son parte fundamental del ciclo del C debido a que participan liberando o capturando cantidades considerables de este elemento (Briones *et al.*, 2019).

Las predicciones sobre la cantidad y los patrones de distribución de las lluvias en las regiones secas son inciertas, pero la evidencia científica indica que se encuentran entre las que tienen más probabilidades de experimentar mayor estrés debido al cambio climático (IPCC, 2014). México es particularmente vulnerable al cambio climático por su posición geográfica y las condiciones socio-económicas de su población y los impactos proyectados del cambio climático indican que la mayor parte se volverá más seca y sufrirá sequías más frecuentes, particularmente en el norte del territorio (PECC, 2019). Actualmente, el gobierno federal y los gobiernos estatales y municipales enfrentan el desafío de procurar el bienestar de la población, reducir la pobreza y la desigualdad e incentivar el crecimiento económico de las regiones secas. Sin embargo, lo anterior debe realizarse sin que sea a costa de mayor deterioro ambiental, la degradación de los ecosistemas y las unidades productivas y la pérdida de la biodiversidad; todo ello, además, en un escenario acelerado de cambio climático. Dada la urgencia del tema y la escasez de recursos económicos, las políticas y programas que implementen las autoridades de los distintos niveles de gobierno deben ser eficientes y eficaces y, para ello, basarse en el mejor conocimiento posible del funcionamiento de estos ecosistemas (PECC, 2018). En particular las decisiones de las políticas públicas encaminadas a la mitigación del cambio climático basadas en el incremento del secuestro de C por la vegetación y el suelo para amortiguar la liberación de

C a la atmósfera requieren estar basadas en el estudio, análisis y diagnóstico del estado ecológico de los ecosistemas secos del país.

El objetivo de este trabajo es reunir la amplia información publicada y proporcionar una síntesis sobre los bienes y servicios ecosistémicos y la capacidad de almacenamiento de C que proveen los ecosistemas

secos a la población mexicana. Se proporcionan también recomendaciones para el desarrollo de políticas públicas para el fomento de la investigación y formación de recursos humanos que atiendan el déficit de conocimiento sobre las interacciones del ciclo del C y el clima en las regiones secas del país.

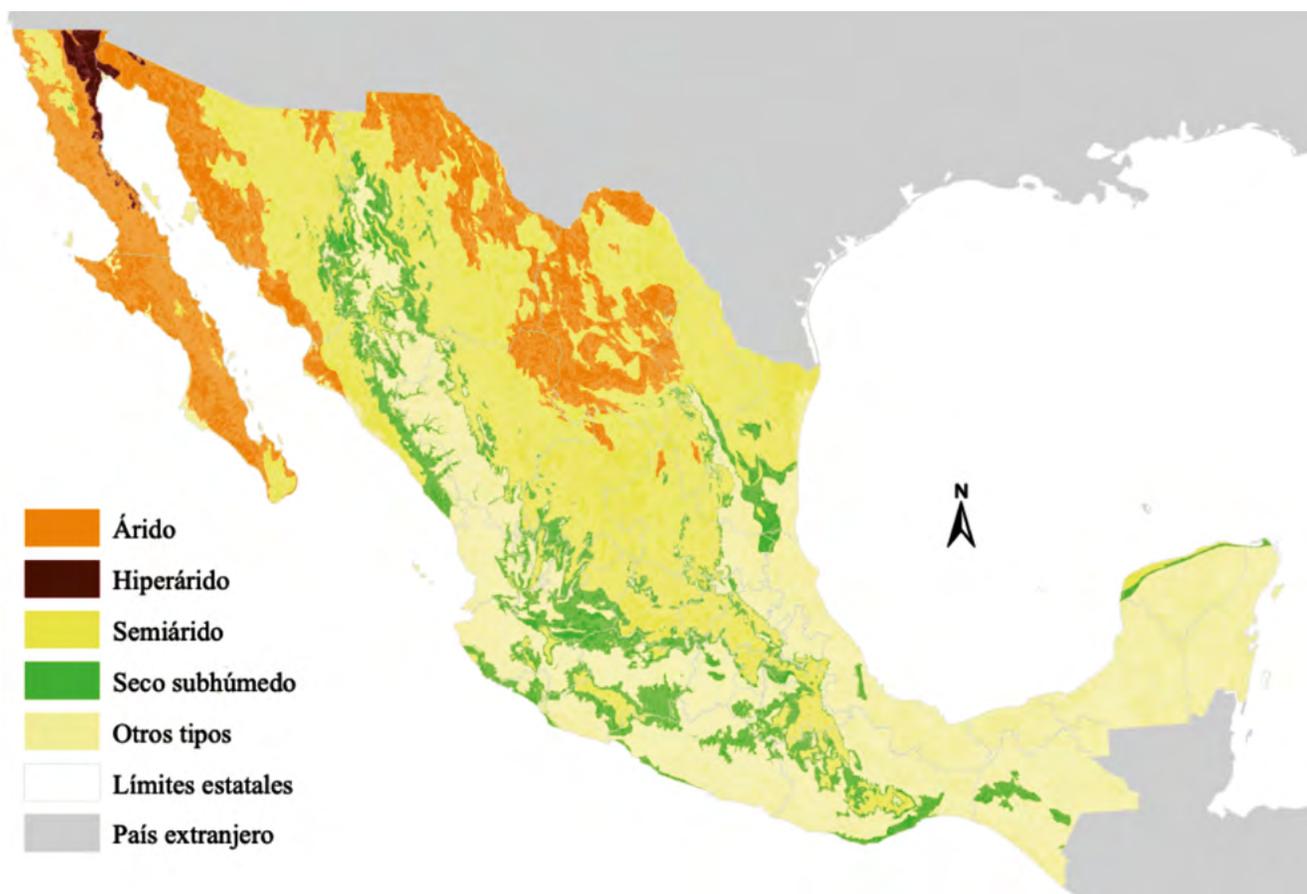


Figura 1. Distribución de las regiones secas en México.

Mientras que a nivel global los ecosistemas secos soportan 37% de la población humana (White and Nackoney, 2003), en México el patrón es algo diferente ya que, en 2015, en las zonas secas habitaba el 58.4%

de la población con una densidad de 56 habitantes por km², en comparación con el 41.6% de la población que habitaba en las zonas húmedas y subhúmedas, con una densidad de 75 habitantes por km² (Cuadro 1).

Cuadro 1. Aridez, superficie y población de México.
 Índice de Aridez = P/PET (P= Precipitación anual; PET = Evapotranspiración potencial anual).

Tipo Climático	Índice de Aridez	Superficie		Número de habitantes*			Incremento (%) 1990-2015	Población (2010)**		
		(km ²)	(%)	1990	2000	2010		2015	Urbana (%)	Rural (%)
Hiperárido	< 0.05	12 944.6	0.66	601 938	764 602	961 693	1 014 987	59.30	0.97	0.38
Árido	0.05 - 0.20	365 265.3	18.67	5 022 368	6 648 240	8 287 662	9 023 196	55.66	6.50	3.57
Semiárido	0.20 - 0.5	671 694.4	34.33	29 937 897	35 969 690	42 442 592	45 405 367	65.93	42.13	25.95
Seco-subhúmedo	0.5 - 0.65	211 547.7	10.81	11 040 600	12 633 565	14 562 116	15 375 957	71.80	13.43	12.48
Húmedo	> 0.65	670 592.0	34.27	34 595 781	41 401 177	48 196 166	50 455 584	68.57	36.97	57.62
Sin dato	-	24 493.8	1.25	51 061	66 138	89 042	93 660	54.52	-	-
Total	-	1 956 537.7	100.00	81 249 645	97 417 274	114 450 229	121 275 091	67.00	100.00	100.00

*Censos de Población y Vivienda, INEGI.

**Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación (CONAFOR-UACH, 2013).

En muchas zonas desérticas del mundo las tasas de crecimiento poblacional han sido altas (Ezcurra, 2006). En las zonas secas de México ha sucedido algo parecido ya que la población se incrementó 63.2% en el periodo 1990-2015, aunque el incremento fue ligeramente menor al total nacional de 67% (Cuadro 1). Adicionalmente, aun cuando la mayor parte de las localidades en el país son rurales, la población mexicana ha mostrado un proceso acelerado de urbanización. La población rural mexicana cambió

de 11.2 a 27.5 millones de habitantes en las zonas rurales de 1950 a 2015, mientras que la población urbana creció de 14.8 a 92.0 millones de habitantes en el mismo periodo (CONAGUA, 2018). En las zonas secas aproximadamente 63% de la población nacional residió en alguna localidad urbana en el año 2010.

En prácticamente todas las entidades federativas del país se encuentran zonas secas; sin embargo, existen grandes diferencias en la distribución de la superficie ocupada (Cuadro 2).

Cuadro 2. Superficie cubierta por zonas desérticas en las entidades federativas de México. Unidades en hectáreas (Continuación).

Estado	Hiperárido	Árido	Semiárido	Seco-subhúmedo	Otros tipos
Aguascalientes	0	0	460 123	94 908	6 536
Baja California	1 129 317	4 867 928	1 059 912	16 538	226 953
Baja California Sur	0	6 377 305	595 855	468	480 943
Campeche	0	0	2 535	16 230	5 731 931
Chiapas	0	0	0	633 141	6 697 118
Chihuahua	0	7 058 795	11 077 598	3 233 536	3 371 523
Cd. de México	0	0	35 283	21 896	92 281
Coahuila	0	7 923 096	7 089 953	55 644	89 320
Colima	0	0	1 990	270 866	304 200
Durango	0	1 421 090.90	5 816 475	836 142	4 262 756
Guanajuato	0	0	2 305 270	647 049	110 951
Guerrero	0	0	87 358	1 039 434	5 232 450
Hidalgo	0	0	1 150 780	270 141	661 223
Jalisco	0	0	1 366 535	2 770 621	3 722 328
México	0	0	356 198	292 606	1 586 379

Cuadro 2. Superficie cubierta por zonas desérticas en las entidades federativas de México. Unidades en hectáreas (Continuación).

Estado	Hiperárido	Árido	Semiárido	Seco-subhúmedo	Otros tipos
Michoacán	0	0	555 451	2 072 478	3 231 889
Morelos	0	0	0	166 843	321 054
Nayarit	0	0	56 597	350 233	2 402 005
Nuevo León	0	608 620.70	5 144 235	332 957	330 197
Oaxaca	0	0	1 136 581	1 786 409	6 451 840
Puebla	0	0	1 060 365	826 728	1 543 837
Querétaro	0	0	749 325	176 440	243 293
Quintana Roo	0	0	0	33 575	4 305 381
San Luis Potosí	0	84 754	4 413 002	353 382	1 263 645
Sinaloa	0	486 602	2 203 309	1 659 669	1 386 584
Sonora	151 304	7 552 302	9 488 042	575 071	290 521
Tabasco	0	0	0	0	2 472 403
Tamaulipas	0	0	4 719 046	1 341 372	1 964 593
Tlaxcala	0	0	144 289	197 354	58 080
Veracruz	0	0	60 049	210 807	6 910 088
Yucatán	0	0	303 692	218 564	3 429 542
Zacatecas	0	219 113.6	6 138,124	772 501	397 800
Total	1 280 621	36 599 608	67 577 969	21 273 602	69 579 642

Las zonas hiperáridas solo se localizan en los estados de Baja California y Sonora. Las zonas áridas y secas subhúmedas están ubicadas principalmente en los estados que constituyen la península de Baja California, los fronterizos con Estados Unidos de América (Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas) y los del centro del país (Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro, San Luis Potosí y Sinaloa), en donde cubren más de tres cuartas partes de la superficie estatal. En contraste, las zonas secas tienen presencia marginal en el sureste del país, en los estados de Chiapas, Guerrero y Veracruz, y prácticamente nula en los estados de Campeche, Quintana Roo y Tabasco.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA REGIONES SECAS

Los ecosistemas secos o desérticos constituyen el capital natural que proporciona bienes y servicios de la naturaleza para alrededor de 37% de la población humana en el planeta (White and Nackoney, 2003; Costanza *et al.*, 2014). En México los ecosistemas desérticos proveen de bienes y servicios a 58% de la población (aproximadamente 71 millones de habitantes en 2015; Cuadro 1). Los bienes y servicios de soporte, abastecimiento, regulación y culturales que brindan los ecosistemas de las regiones secas de México son de fundamental importancia para el bienestar, la salud, los medios de vida y la supervivencia de sus habitantes (Figura 2).

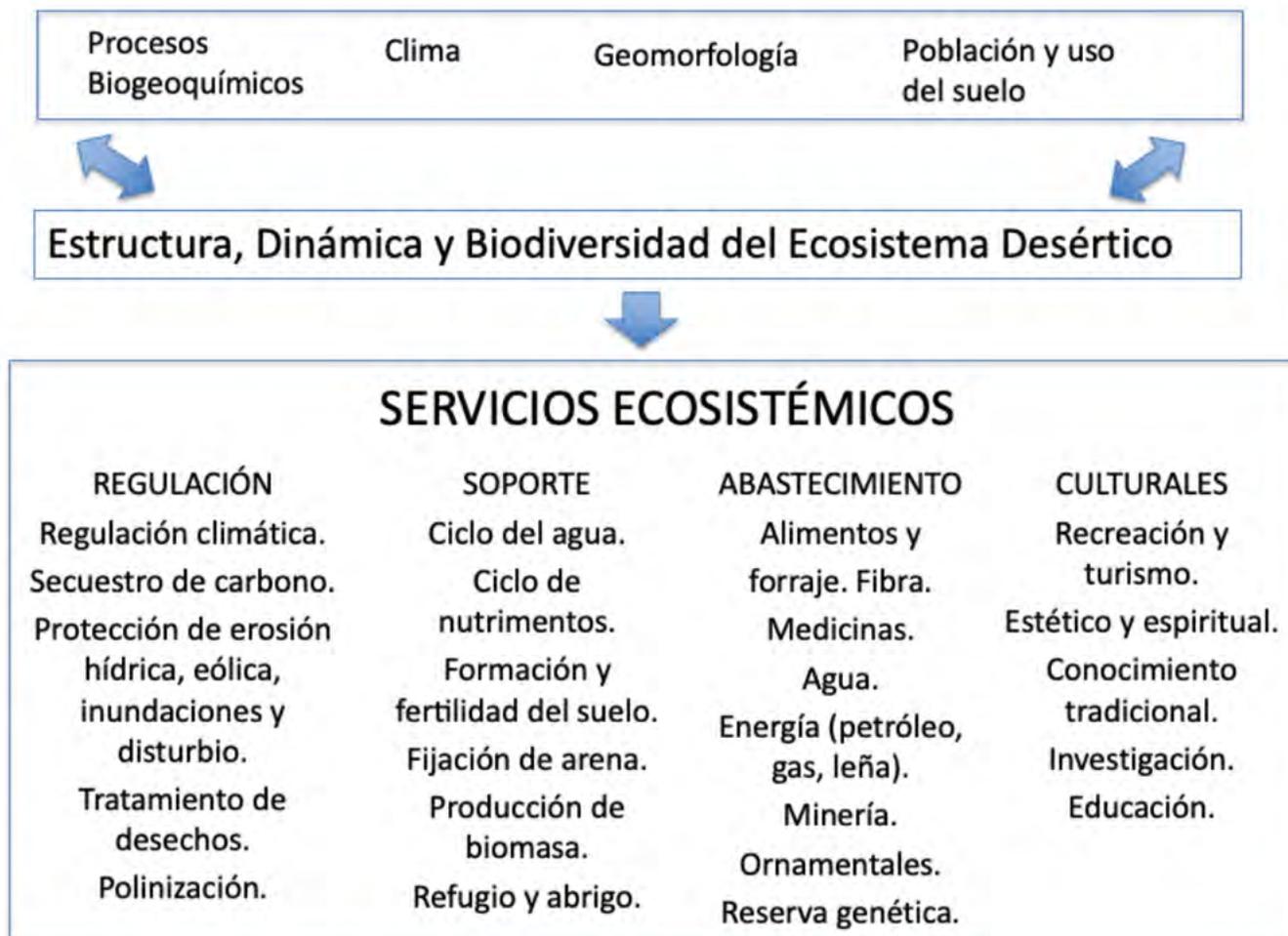


Figura 2. Bienes y servicios de los ecosistemas desérticos e interacción de los elementos del medio ambiente con el ecosistema.

Debido a que los ecosistemas secos son entornos de baja productividad primaria anual en comparación con otros biomas (Hadley and Szarek, 1981; Briones *et al.*, 2018a), es común que se perciban como ambientes que contribuyen poco en el aprovisionamiento de bienes y servicios. Sin embargo, aun con la menor cobertura de la vegetación que se observa en estas zonas, su presencia es importante en la regulación del ciclo hidrológico y por los múltiples beneficios que se obtienen de su gran diversidad de especies, muchas de ellas endémicas (Semarnat, 2015). De modo que, la estructura y dinámica de la vegetación en los ecosistemas desérticos son elementos clave en el mantenimiento de los bienes y servicios ecosistémicos (Bidak *et al.*, 2015).

Las funciones y procesos naturales de los ecosistemas secos del país generan múltiples beneficios para el bienestar social y el desarrollo económico. Dichos beneficios pueden ser directos, indirectos, materiales, intangibles y espirituales. La valoración económica de los servicios ecosistémicos aporta información cuantificable para la formulación de políticas públicas que fomenten el desarrollo sostenible, climáticamente resiliente y con bajas emisiones de fuentes de C (INECC, 2020). Sin embargo, la valoración económica de los servicios ecosistémicos de una región no es sencilla porque para muchos de ellos no hay precios observables y los estudios son escasos para México y más aún para los ecosistemas secos (INECC, 2020). Cabe señalar que la percepción de utilidad por la población puede ocasionar diferencias en la valoración para un mismo servicio ecosistémico. Por ejemplo, el servicio de abastecimiento de agua subterránea tuvo un valor máximo de \$1,931,428 MXN ha⁻¹ en la densamente poblada Ciudad de México, mientras que obtuvo un valor de 2 MXN ha⁻¹ en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, en donde la densidad de población humana es extremadamente baja y casi inexistente, aunque su consumo excesivo y las condiciones naturales han llevado a la sobreexplotación del acuífero y la intrusión salina (Almendarez-Hernández *et al.*, 2013; INECC, 2020). En un estudio sobre la valoración económica de los servicios ambientales hidrológicos en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, se encontró que la disponibilidad a pagar por los usuarios por la recarga de agua del manto freático fue de \$5.40 MXN por mes por toma y el valor anual para la zona fue de \$116,640 (Monroy-Hernández *et al.*, 2011), mientras los habitantes del Valle del Yaqui, Sonora, pagarían \$73.00 por mes para restaurar los servicios ambientales proporcionados por el río Yaqui (Ojeda *et*

al., 2008). La pobre valoración dada en el país a los recursos hidrológicos contrasta con la región de Big Bend del Desierto de Chihuahua, ubicada en el sur de Texas y límite norte de Chihuahua y Coahuila, con una superficie de 3,242 km² y cubierta con matorrales xerófilos y bosques desérticos, para la cual se estimó un valor global de los bienes y servicios ecosistémicos de \$1.17 mil millones de dólares americanos anuales, equivalente a \$367 USD ha⁻¹ (Taylor *et al.*, 2018). Los bienes y servicios más evaluados en los ecosistemas mexicanos han sido los de recreación, recursos hídricos y alimentarios, pero muchos servicios importantes de los ecosistemas han pasado desapercibidos, como la polinización, medicamentos, bioenergía y otros (Perez-Verdin *et al.*, 2016). Los principales bienes y servicios ecosistémicos de regulación, soporte, abastecimiento y culturales que brindan los ecosistemas secos en el país se describen a continuación.

Regulación y soporte

Los ecosistemas son unidades funcionales integradas por el conjunto de los seres vivos y los componentes abióticos mediante procesos físicos, químicos y biológicos. La biodiversidad es la base de los servicios de regulación y soporte de los ecosistemas, que incluyen la regulación de los gases atmosféricos que afectan el clima, mantenimiento del ciclo hidrológico, control del flujo de nutrientes (nitrógeno, fósforo) y energía, incluyendo la captura de C a través de la fotosíntesis y su liberación a través de la respiración y descomposición de la materia orgánica, la formación y fertilidad del suelo, así como el mantenimiento de la reproducción de las especies a través de la polinización y la dispersión de semillas (White and Nackoney, 2003). La reserva genética depositada en la biodiversidad facilita la creación de mejores variedades o razas de especies cultivadas a través de cruces controladas, insertando genes o manipulando su expresión para obtener cierto rasgo en los cultivos de interés económico (Perez-Verdin *et al.*, 2016).

México posee una enorme riqueza en los tres niveles de la biodiversidad (ecosistemas, especies y genes) y especies endémicas, por lo que es considerado un país megadiverso. Para nuestro país se ha registrado 10% de las especies de vertebrados y hongos y 9.1% de las especies de plantas vasculares que existen en el mundo. El 46% de las especies de reptiles, 30% de mamíferos, 48% de anfibios, 11% de aves y 50-60% de las plantas vasculares solamente se encuentran en el territorio mexicano (SEMARNAT, 2015).

La flora de los ecosistemas secos de México está constituida por más de 6 mil especies y la proporción estimada de especies endémicas es de 60%, sobresaliendo las regiones de Cuatrociénegas, Coahuila, Río Verde, San Luis Potosí, del Desierto Sonorense en Sonora y Tehuacán-Cuicatlán, Puebla (Rzedowski, 1991; Briones, 1994; Zavala-Hurtado y Monserrat, 2020). La biodiversidad no solo es la base de los servicios de los ecosistemas, sino que también lo es para la agricultura, a la que provee de los servicios de polinización por abejas, avispas, pájaros y murciélagos, fijación de nitrógeno por microbios simbioses el suelo y depredadores naturales que reducen el uso de plaguicidas (White and Nackoney, 2003). Además, la reserva genética depositada en la biodiversidad mantiene y facilita la generación de nuevas variedades y razas de especies cultivadas y de interés económico (Perez-Verdin *et al.*, 2016).

La biodiversidad de los ecosistemas también es importante para la estabilidad y resistencia a perturbaciones como la sequía. De importancia crítica es la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas secos de los hábitats ribereños. Aun cuando representan menos del 1% de la superficie de los ecosistemas secos (Scott *et al.*, 2009), los hábitats ribereños mantienen una gran diversidad de especies de plantas y animales y sirven de corredor para muchas especies de plantas, aves y mamíferos (Cornejo *et al.*, 2018; Mendez-Estrella *et al.*, 2017). La conservación de estos ecosistemas, particularmente en las regiones secas del país, debería ser prioritaria en el país, dada la presión de uso y perturbación a la que se encuentran expuestos (Cornejo *et al.*, 2020; Mendez-Estrella *et al.*, 2016). En los sistemas agroforestales de los valles aluviales de las tierras bajas del desierto del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, los usuarios de la tierra mantienen los mezquiales debido a los servicios de regulación de protección contra vientos fuertes y retención de agua y suelo y provisión de sombra, así como culturales de belleza paisajística (Vallejo *et al.*, 2015). La composición de especies vegetales en esta región puede afectar la fertilidad del suelo y las interacciones bióticas de especies asociadas (Perroni-Ventura *et al.*, 2006), por lo que mantener o no mantener especies vegetales específicas puede tener impacto en el funcionamiento del ecosistema y la creación de hábitats (Perroni-Ventura *et al.*, 2010).

La meta de mantener la temperatura global por debajo de 2 °C con respecto a los niveles preindustriales, y proseguir los esfuerzos para limitar ese aumento de

la temperatura a 1.5 °C, ha obligado a explorar no solo formas de reducir las emisiones de gases de efecto de invernadero a la atmósfera sino de formas para eliminar el exceso de CO₂ atmosférico. Una de las medidas consideradas es aumentar el servicio de secuestro de carbono, esto es, la absorción y almacenaje de carbono en las plantas y suelo. Esto podría lograrse ya sea conservando los sumideros naturales (por ejemplo, la vegetación) o bien, incrementando la capacidad de los ecosistemas naturales para secuestrar carbono (Squires y Glenn, 1997). Dentro de los ecosistemas terrestres naturales la vegetación boscosa ha recibido mayor atención principalmente por su mayor biomasa aérea, en comparación con los ecosistemas de zonas secas en donde la biomasa subterránea y los flujos de carbono de las raíces al suelo son significativos (Kumar *et al.*, 2006). Mayor detalle sobre este tema se describe en la sección de ciclo del carbono y cambio climático en las regiones secas.

Abastecimiento

En México se han registrado 7,461 especies de plantas útiles, de las cuales 2,168 son comestibles, además el país se considera centro de origen de más de 15% de las especies de plantas más consumidas como alimento en el planeta. La región seca del Valle de Tehuacán-Cuicatlán se destaca por algunos de los registros más antiguos de domesticación de especies y centro de origen del maíz (*Zea mays*) y la calabaza (*Cucurbita pepo*) (Mapes and Basurto, 2020). Sin embargo, debido a que las regiones secas no son propicias para la producción continua de cultivos por la escasa y alta variabilidad en la lluvia, en muchas poblaciones se realizan cultivos de temporal, con su producción dedicada casi totalmente al autoconsumo y comercio local. En las regiones secas se ubican algunas de las regiones agrícolas más extensas que utilizan agua del subsuelo. El abastecimiento de alimentos vegetales que los ecosistemas secos proporcionan en México se caracteriza principalmente por cultivos de trigo, soya, maíz, cebada y sorgo. Otros de menor cuantía son las hortalizas (remolacha, melones, pepinos, berenjenas, lechugas, cebollas, pimientos, papas, calabaza, espinacas, tomates) y forrajeras (heno y nopales) (Rzedowski, 1978; González-Medrano, 2012). También son importantes las plantaciones y recolección en el campo de hojas y frutos de algunas especies importantes como condimento (óregano *Lippia graveolens*, *Lippia berlandieri*; chile *Capsicum* spp.) y de agaváceas para la producción de bebidas

alcohólicas como el mezcal, bacanora, pulque y sotol (*Agave* spp., *Dasyliroton* spp.).

Los frutos dulces y agri dulces de plantas silvestres de las regiones secas han sido suplementos alimenticios importantes. Entre ellos están las tunas y xoconostles (frutos de la tuna, *Opuntia* spp.), y las pitayas (*Stenocereus* spp.), pitahayas (*Hylocereus* spp.), chiotilla (*Escontria chiotilla*) y garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*) de cactáceas columnares (Mapes and Basurto, 2020).

En México, los extractos de muchas especies de plantas y de algunos animales, son útiles para tratar múltiples enfermedades y por ello la biodiversidad es esencial para el mantenimiento de la salud humana y de otros animales. Algunos usos dados a las especies de zonas áridas son como: vermífugas, como las flores de estafiate (*Artemisia mexicana*), la corteza del chaparro amargoso o bizbirinda (*Castela tortuosa*), febrífugas, como el tallo del guayacán (*Porlieria angustifolia*) y emenagogos, como la corteza y hojas del chile pájaro (*Citharexylum brachyanthum*) o las hojas del orégano (*Lippia alba*, *Lippia graveolens*); laxantes, como las semillas y raíces de suapatle (*Croton dioicus*) y el fruto de la perilla (*Chiococca alba*) y tónicas, como las hojas y ramas de la damiana (*Turnera diffusa*) y la corteza y ramas del pinacatillo (*Ptelea trifoliata*); analgésicas, como la corteza de la gavia (*Acacia rigidula*) o las inflorescencias de manrubio (*Marrubium vulgare*), y diuréticas, como las hojas y raíces de la hierba de San Pedro (*Tecoma stans*), el tallo de la vara dulce (*Eysenhardtia polystachya*). También se han utilizado en el tratamiento de enfermedades venéreas, como la resina del cuajote colorado (*Bursera fagaroides*), el látex y corteza del sangregado (*Jatropha spathulata*), como astringentes, el tallo y las hojas del guamúchil (*Pithecellobium dulce*) y el fruto del granjeno (*Celtis pallida*) y antirreumática, como la gobernadora (*Larrea divaricata*). Otras especies han sido usadas contra enfermedades de la piel, afecciones pectorales y cardiovasculares, estreñimiento, pasando por sedantes, antirreumáticas, estimulantes, anestésicas, cicatrizantes, vomitivas, abortivas e inclusive afrodisíacas (González Medrano, 2012). En las zonas áridas y semiáridas tradicionalmente se han explotado plantas productoras de fibras (lechuguilla, *Agave lechuguilla*, henequén *Agave fourcroydes*, palma samandoca *Yucca carnerosana*, zamandoque *Hesperaloe funifera*). Otros productos han sido las ceras (candelilla *Euphorbia antisyphilitica*, jojoba *Simmondsia chinensis*) y hule (guayule *Parthenium*

argentatum). Muchas comunidades rurales asentadas en esas regiones dependen del corte de raíces y tallos de especies arbustivas para abastecerse de leña (González Medrano, 2012).

Una gran diversidad de especies de plantas de las zonas secas ha sido utilizada como plantas de ornato debido a la belleza de sus tallos y flores. Es común observar especies con tallos suculentos o semisuculentos de la familia Cactaceae y de los géneros *Agave* y *Yucca* en los espacios urbanos (parques, plazas, jardines) y hogares de muchas ciudades. Algunas especies son producidas en viveros, pero muchas son extraídas ilegalmente de la vegetación original. En una región del desierto del Valle de Tehuacán, Puebla, Paredes-Flores, *et al.* (2007) encontraron que 22% de 288 especies registradas fueron utilizadas con fines ornamentales. Para el estado de Tamaulipas, de las 610 especies de plantas útiles registradas 138 fueron ornamentales y más de 30% provinieron de las regiones semiáridas del estado (Hernández *et al.*, 1991). A pesar de su importancia, la conversión de los ecosistemas a la agricultura, acuicultura y la colecta selectiva de ejemplares para su venta a coleccionistas particulares ha colocado a muchas poblaciones en alto riesgo de desaparecer. Un estudio reciente encontró que 31% de 1,478 especies de cactáceas en el continente americano están amenazadas con peligro de extinción (Goettsch, Hilton-Taylor, Cruz-Piñón *et al.*, 2015). Además de la flora, la fauna ha sido ampliamente utilizada en el abastecimiento alimenticio. Una gran variedad de especies de carnívoros de las zonas secas ha sido cazada por su valor como trofeo de caza y piel, incluyendo zorras (de los géneros *Vulpes* y *Urocyon*), jabalí de collar o javelina (*Pecari tajacu*), venado bura (*Odocoileus hemionus*), venado cola blanca (*O. virginianus*), borrego cimarrón (*Ovis canadiensis*), berrendo (*Antilocapra americana*), puma (*Felis concolor*) y lince (*Lynx rufus*). Pequeñas especies de conejos (*Sylvilagus* spp.) y liebres (*Lepus* spp.), así como las serpientes de cascabel (*Crotalus* spp.) han sido cazadas para consumo de la carne.

La ganadería en sentido amplio se refiere a bovino, cerdos, cabras, ovejas, asnos y gallinas, pero por su desarrollo, extensión e impacto ambiental, la ganadería vacuna ha sido la actividad más importante. Sin embargo, en varias de las regiones secas del país la ganadería caprina extensiva o de libre pastoreo es una fuente considerable de carne, leche y fibra. Con libre pastoreo el ganado vacuno y caprino se ha alimentado de un gran número de especies forrajeras (arbustos,

pastos y herbáceas). Por ejemplo, en la región del Valle de Tehuacán-Cuicatlán cerca de 5 mil hogares (más del 50 % de la población en algunos municipios) crían cabras, que utilizan el 66% de las 2,621 especies de plantas vasculares de la región, de las que el 33% tienen un uso intensivo como forraje (Lira *et al.*, 2009). El ramoneo de especies arbustivas es el componente más importante en la dieta de las cabras. Estos animales pueden consumir una alta diversidad de especies lo que puede inducir un alto grado de disturbio. Por ejemplo, en un matorral desértico el noreste de México, las cabras utilizaron en su dieta 83, 10 y 6% de arbustos, pastos y hierbas, respectivamente, siendo las hojas y ramillas de *Acacia rigidula*, *Leucopyllum texanum*, *Cercidium macrum*, *Celtis pallida*, *Porlieria angustifolia* y *Cordia boissieri* las principales fuentes de alimentación (Ramírez *et al.*, 1993).

En nuestro país la población de ganado bovino ha tenido ciclos importantes y se ha incrementado con diferente velocidad desde la época colonial. La población aumentó en 7% de 2006 a 2015, pasando de 31 a 33 millones de reses, de los cuales el ganado para carne aumentó en 7% y lechero en 10%, respectivamente (SIAP, 2019). Para dimensionar el uso que hace la ganadería de los ecosistemas naturales, de los casi 32 millones de cabezas de ganado bovino del país, 60% se alimenta de libre pastoreo y 18% adicional de pastoreo controlado (INEGI, 2017a). En las regiones áridas y semiáridas de México el uso actual de los recursos naturales renovables es distinto del que hacían los cazadores y recolectores prehispánicos, iniciándose en la época colonial (Ezcurra y Montaña, 1988). En el México colonial las haciendas proveyeron de mulas, caballos y vacas para la actividad principal, que fue la minería (Figura 3).

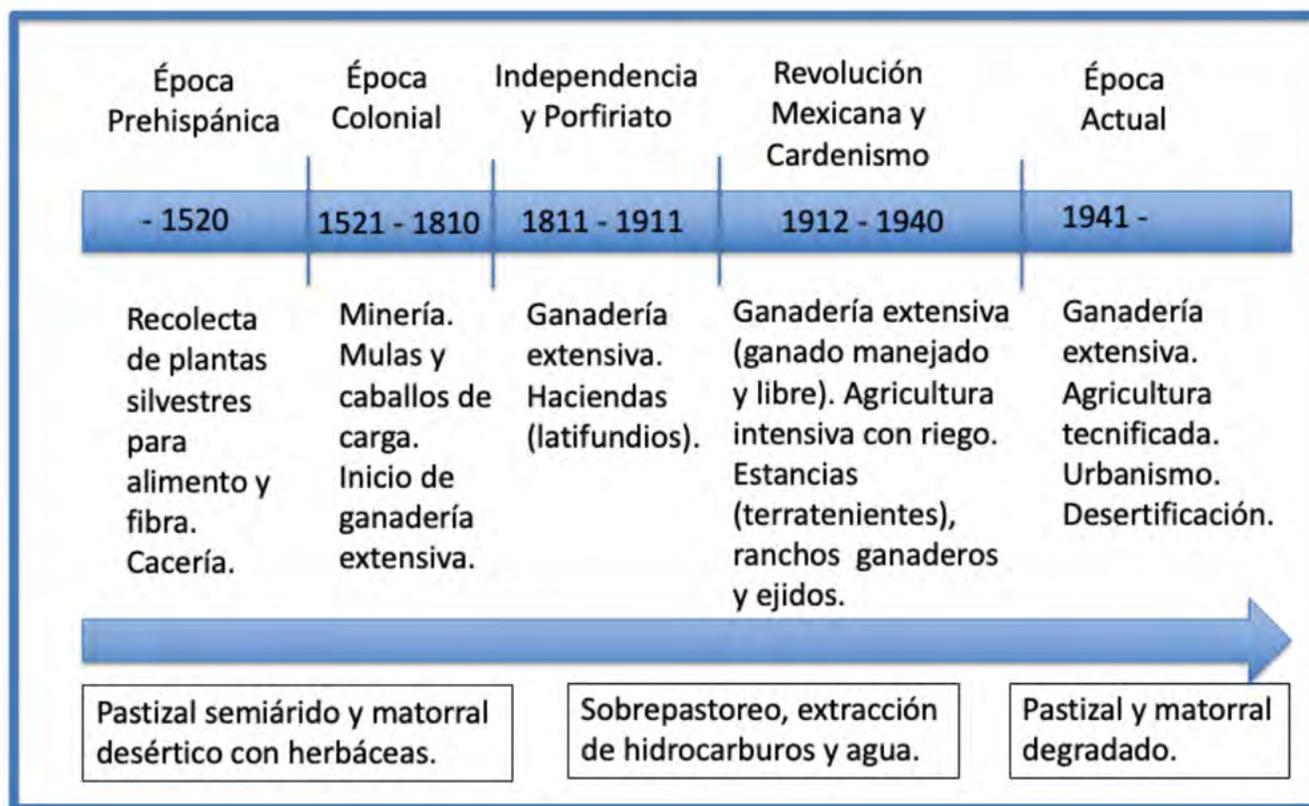


Figura 3. Cambio en las actividades humanas y en la vegetación en las zonas secas de México.

El uso de los agostaderos con un criterio de extracción sin procurar su mantenimiento desde la época colonial y sobre todo desde finales del siglo XX hasta la época actual, ha conducido en extensas regiones de las zonas áridas y semiáridas a la desertificación, erosión, compactación del suelo y deterioro de los recursos naturales, además de propiciar la invasión de especies arbustivas, reducción de la sombra que facilita el establecimiento de las plantas y la pérdida de la productividad de los ecosistemas (Buffington and Herbel, 1965; Ezcurra y Montaña, 1988; Taylor *et al.*, 2017). Más recientemente, la introducción de especies exóticas como forraje en apoyo a la ganadería, ha propiciado la transformación de millones de hectáreas de terreno en los ecosistemas secos del país. Así ha ocurrido con la introducción de zacate buffel *Cenchrus ciliaris* en seguimiento a las políticas de fomento a la productividad del campo en los estados del norte del país (Bravo-Peña *et al.*, 2010; Bravo-Peña y Castellanos, 2013). El zacate buffel es una especie originaria de las zonas tropicales y subtropicales de África, India e Indonesia, con gran plasticidad y capacidad de adaptación e invasibilidad en las comunidades de los desiertos Sonorense y Chihuahuense (Arriaga *et al.*, 2004; Castellanos *et al.*, 2002; Castellanos *et al.*, 2010). Aun cuando los ecosistemas transformados por zacate buffel se encuentran entre los más productivos de las regiones secas de Norte América (Hinojo *et al.*, 2016; Hinojo *et al.*, 2019), la introducción de esa gramínea exótica ejemplifica la necesidad de priorizar las políticas públicas para tomar decisiones que aseguren la sustentabilidad de los bienes y servicios de los ecosistemas secos del país (Bravo-Peña *et al.*, 2010; Brenner, 2010; Castellanos *et al.*, 2010). Sin embargo, cabe señalar que también se han reportado efectos positivos de la ganadería sobre la vegetación, por ejemplo, la dispersión que los animales domésticos hacen de las semillas de numerosas especies de plantas, favoreciendo la germinación de cactus y arbustos (Casas *et al.*, 2016).

El agua proveniente de caudales que cruzan las regiones secas del país es utilizada en la agricultura, pero la competencia cada vez más intensa por este bien escaso ha incrementado las tensiones entre los sectores productivos agrícolas y ganaderos y entre éstos y la población. Por ejemplo, en la región hidrológica administrativa norte, centro y noroeste, la disponibilidad de agua es siete veces menor que la registrada para la región sureste de México (CONAGUA, 2018). El caudal de sus ríos es errático e

intermitente y con marcadas variaciones entre años. En las regiones áridas son comunes los embalses pequeños de almacenamientos de agua o “presones”, que se vacían en años secos y solo en pocos lugares el caudal es mayor y su almacenamiento está regulado por presas que permiten aprovechar el agua durante varios años.

El abastecimiento para la población humana de agua de lluvia y la recarga de acuíferos es muy baja en las regiones secas. Sin embargo, es el agua almacenada en los numerosos acuíferos localizados en las zonas áridas del país lo que mantiene grandes superficies de cultivos de riego, actividades industriales y núcleos poblacionales. El agua subterránea en nuestro país cubre la demanda de un tercio de la superficie total bajo irrigación, 50% de la demanda de la industria, 70% del suministro de las ciudades (aproximadamente 35 millones de habitantes) y de casi la totalidad (5 millones de habitantes) de la población rural (CONAGUA, 2008). Así, de 32 acuíferos sobreexplotados en 1975, se pasó a 105 en 2017. Los casos críticos de acuíferos sobreexplotados se encuentran en las zonas áridas y semiáridas del centro y norte del país, en la cuenca del río Lerma (Guanajuato y Querétaro), región de La Laguna (Coahuila-Durango), península de Baja California y en Aguascalientes, Chihuahua, región costera de Sonora y el Valle de México (Halvorson 2003; Torregrosa *et al.*, 2012). De acuerdo con CONAGUA (2018), prácticamente todas las zonas secas del país muestran grados de presión altos sobre el recurso hídrico, con algunos casos extremos como en la región que incluye los estados de Baja California y Sonora, donde se tiene concesionada para extracción el 80% del agua disponible superficial y un volumen superior al 120% de la recarga del agua subterránea.

Los recursos geológicos en los desiertos son importantes y grandes culturas en la humanidad se han valido de ellos en términos de construcción, minería y producción de sal. Las regiones áridas y semiáridas se han destacado por ser fuente de abastecimiento de alta diversidad de minerales y los principales estados mineros del centro y norte del país (Sonora, Chihuahua, Coahuila, Durango, Zacatecas y San Luis Potosí) se encuentran en esas regiones. Ha sido notable la extracción de minerales no ferrosos y preciosos, como la plata, oro, zinc, plomo y cobre, así como los minerales industriales yeso, fluorita y caliza. La producción de sal en tierras secas contribuye a la producción de sal y México ocupa el primer y séptimo lugar en Latinoamérica y en el mundo, respectivamente (Armendariz, 2016; AMISAC, 2017).

Las regiones secas han tenido un papel relevante en la generación de energía que puede llegar a ser aún mayor en el futuro inmediato. La cuenca de Burgos en la región semiárida de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas ha aportado volúmenes importantes de petróleo y la cuenca de Sabinas en Coahuila y Nuevo León es el yacimiento más importante de carbón mineral (Armendariz, 2016) y en ambas cuencas, recientemente se encontraron importantes depósitos de gas Shale. La relativamente reciente instalación de parques solares en algunas localidades secas del país prefigura la idea de la utilización de su terreno para la generación de energía eléctrica. El potencial de captación de energía solar y las grandes extensiones deshabitadas sugiere que un servicio importante de los ecosistemas desérticos podría ser la generación de energía solar como fuente alternativa para consumo eléctrico.

Culturales

México es una de las regiones más ricas en lenguas vigentes y diversidad biocultural del planeta (De Ávila, 2008; Casas *et al.*, 2016). Las regiones mesoamericanas y áridoamericanas de México son altamente ricas en elementos biológicos y antropológicos, que han sido una gran fuente de conocimiento tradicional y de técnicas utilizadas en el uso y manejo de los recursos naturales (Camou-Guerrero *et al.*, 2016). El Valle de Tehuacán-Cuicatlán, por ejemplo, es una de las áreas ampliamente reconocidas por los estudios sobre la prehistoria que documentan los orígenes de la agricultura en el Nuevo Mundo (Lira *et al.*, 2009). Tanto la investigación sobre las zonas áridas y semiáridas que se esfuerza por generar conocimiento de ese entorno específico, así como la investigación dentro de los ecosistemas desérticos, han tenido un impacto en la ciencia y educación global. Esto se debe a que ambos tipos de investigaciones se benefician de la atmósfera limpia del desierto, los escasos asentamientos humanos, el clima seco, la escasa cobertura vegetal y, a menudo, la delgada capa de suelo, características que contribuyen a buenas condiciones de conservación, visibilidad y alta detectabilidad de objetos y fenómenos científicamente relevantes (Safriel, 2006). Las zonas áridas y semiáridas son destinos para la recreación al aire libre y turismo por su paisaje peculiar, con mesetas rocosas, valles y montañas para hacer senderismo, ciclismo, acampar y meditar. El ecoturismo en las regiones áridas se ha desarrollado en las últimas décadas y existen muchas opciones de bajo costo para la población. La gente puede

viajar a los ecosistemas desérticos para observar la vida silvestre y las adaptaciones a la aridez de las especies de plantas y animales, muchas de ellas solamente encontradas en zonas geográficas específicas. También puede practicarse la caza cinegética y pesca en embalses y ríos (White and Nackoney, 2003; Seeley, 2006).

CICLO DEL CARBONO Y CAMBIO CLIMÁTICO EN LAS REGIONES SECAS

El conocimiento del ciclo global del C en las regiones secas o áridas es muy importante debido a su relación con el cambio climático causado por el incremento antropogénico de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico (Chapin *et al.*, 2011). La concentración de CO₂ en la atmósfera se ha incrementado de 280 ppm antes de la revolución industrial a alrededor de 410 ppm en la actualidad (GCP, 2020). Aunque el CO₂ no es el gas de efecto invernadero que más potencial de calentamiento tiene, es el que más contribuye al efecto invernadero y el calentamiento global debido a su concentración en la atmósfera por los volúmenes emitidos. Tanto la vegetación como el suelo de los desiertos y de cualquier ecosistema son sumideros naturales de carbono, debido a que tienen la capacidad de absorber el carbono presente en la atmósfera e incorporarlo en la biomasa de las numerosas especies de plantas, animales y microorganismos, lo que se conoce como “secuestro de carbono” (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016). Con este proceso, es posible almacenar C que de otra forma estaría libre en la atmósfera, contribuyendo al calentamiento global.

Los matorrales y pastizales son la vegetación dominante en las regiones secas y ocupan más de un tercio de la superficie terrestre global (Feng and Fu, 2013). En nuestro país ocupan más de la mitad del territorio (INEGI, 2017b), convirtiéndose por ello en grandes almacenadores y reguladores del ciclo del C y del clima. Los matorrales cubren grandes extensiones de la península de Baja California y de las planicies y montañas bajas de Sonora, la mayor parte del Altiplano, norte y este de la Sierra Madre Oriental, en las planicies costeras de Tamaulipas y Nuevo León y algunas porciones discontinuas de Hidalgo, Puebla y Oaxaca. Los pastizales son frecuentes en las regiones planas del noreste de Sonora y occidente del Altiplano, desde Chihuahua hasta Jalisco y Guanajuato (Rzedowski, 1978). La información experimental sobre el C en el suelo y la vegetación de los matorrales y pastizales de México se ha originado principalmente en instituciones

públicas y la gran mayoría del conocimiento se ha producido en instituciones de investigación y educación superior y el resto en instituciones de gobierno (Montaño *et al.*, 2016; Briones *et al.*, 2018b). En décadas recientes se han realizado esfuerzos a nivel nacional para inventariar los almacenes de C de los ecosistemas terrestres en México por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y el Programa Mexicano del Carbono, A.C. Los matorrales y pastizales adecuadamente conservados y manejados pueden almacenar cantidades muy significativas de C en la vegetación y en el suelo y pueden ser muy productivos. Por el contrario, la transformación de los matorrales y pastizales a tierras agrícolas y pecuarias puede ocasionar la pérdida de la vegetación y la modificación de la emisión a la atmósfera del CO₂ (Hinojo *et al.*, 2019).

A nivel mundial, se asume que la biomasa consiste en 50% de C, pero en los matorrales y pastizales de México la biomasa consiste en 43.5% de C (Briones *et al.*, 2018a,b). El C total promedio almacenado en la biomasa de los matorrales es 16.3 Mega gramos por hectárea (Mg ha⁻¹), con valores mínimos y máximos de 2.5 Mg ha⁻¹ y de 56.0 Mg ha⁻¹ (n = 34 sitios), mientras que el C total promedio almacenado en la biomasa de los pastizales es 5.7 Mg ha⁻¹, con valores mínimos y máximos de 4.7 y 7.9 Mg ha⁻¹ (n = 4 sitios) (Briones *et al.*, 2018a,b). De acuerdo con la depuración y análisis de la información del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) 2004-2007, el C total almacenado en los matorrales es de 1.28 Mg ha⁻¹, con valores mínimos y máximos de 0.39 Mg ha⁻¹ y 2.64 Mg ha⁻¹, considerando 9,648 registros, mientras que en los pastizales es 1.71 Mg ha⁻¹, con valores mínimos y máximos de 0.25 Mg ha⁻¹ y 4.08 Mg ha⁻¹, considerando 127 registros (Briones *et al.*, 2018a,b). Los valores de C almacenado en los matorrales y pastizales de México los sitúan en un lugar intermedio entre los ecosistemas de los desiertos del mundo (2 a 5 Mg ha⁻¹) y el bosque tropical seco (37 a 117 Mg ha⁻¹). La transferencia de C de la biomasa vegetal hacia el suelo a través de la producción de hojarasca de los matorrales es de 1.27 Mg ha⁻¹ (n = 16 registros) (Briones *et al.*, 2018a). Los ecosistemas ribereños, a pesar de su gran importancia en la regulación y reservorios de C en las zonas secas del país, han sido prácticamente ignorados. Estos ecosistemas almacenan en su porción aérea (33.5 ± 17.1 Mg C ha⁻¹) un orden de magnitud mayor cantidad de biomasa de C que los bosques de mezquite (3.5 ± 2.9

Mg C ha⁻¹) y matorrales desérticos vecinos (2.4 ± 1.8 Mg C ha⁻¹). Si se considera la biomasa por debajo del suelo y el C en el suelo, los ecosistemas ribereños pueden almacenar dos o tres veces (93.1 Mg C ha⁻¹) la cantidad de C que otros ecosistemas vecinos y similares al bosque tropical seco (Mendez *et al.*, 2017). El cambio en el uso de suelo ha ocasionado la pérdida casi total o parcial del C almacenado en la biomasa de los matorrales, pero el ecosistema tiene alto potencial de regeneración natural. Se ha mostrado que la vegetación secundaria ha podido capturar casi 1.3 veces más C aéreo, en comparación con la vegetación original después de 30 años, aunque los matorrales solo recuperaron entre 26% y 40% del C aéreo después de 25 años de regeneración natural (Yerena-Yamallel *et al.*, 2011).

POLÍTICAS PÚBLICAS

Conservar la estructura y función de los ecosistemas y enfrentar el cambio climático son los principales retos de la agenda ambiental del país, por lo que la conservación de los ecosistemas secos y las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático deberían estar íntimamente relacionadas. Las relaciones entre la conservación y políticas de mitigación deben considerar incorporar también las metas de reducción de la pobreza, lograr el crecimiento y mejorar el bienestar material y económico de la población. Tratar de enfrentar cada reto de forma separada no sólo es un error sino también se corre el riesgo de afectarse negativamente entre sí. Programas evidentemente ambientales como la reforestación y el manejo sustentable de bosques pueden y deben contemplar y buscar simultáneamente beneficios sociales y ambientales para impulsar el desarrollo sostenible como factor indispensable del bienestar. De manera similar, los programas de gobierno traducidos en programas públicos encaminados a mejorar la calidad de vida y el bienestar de la población rural podrían planearse para generar también beneficios ambientales, por ejemplo, la absorción y retención de C.

Un elemento importante para reducir las emisiones de gases de efecto de invernadero es la utilización de instrumentos de mercado en México (Gobierno de México. SEMARNAT, 2020). Desde principios de la década de 1990 se han diseñado y desarrollado mecanismos basados en el mercado, ya sea para compensar los impactos ambientales negativos pagando por el daño ambiental que ocasiona la

construcción o funcionamiento de una cierta obra o para monetizar la prestación de servicios ambientales a través de los pagos por servicios ambientales. Sin embargo, implementar esta propuesta como política de gobierno es complicada sobre todo por la cuantificación del valor económico del C. En la práctica, en México se han implementado impuestos a los combustibles fósiles en función de la concentración de C desde 2014 (PECC, 2018). Es importante evaluar la capacidad del país para gestionar sus recursos naturales e invertir en ello, además de generar programas, infraestructura, proyectos integrales, capacitación, organización, redes de monitoreo y estrategias de control y regulación entre los sectores público, privado, productivo e informal con base en la información y el conocimiento científico.

A pesar de su gran importancia, existen grandes vacíos de información sobre la capacidad para secuestrar C por los matorrales y pastizales. Por ejemplo, en sitios con matorrales desérticos constituidos por especies arbustivas con vía fotosintética C₃ que fueron transformados a vegetación sabanoide de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*, especie con vía fotosintética C₄), la señal isotópica de ¹³C mostró cambios muy rápidos en la materia orgánica del suelo, sugiriendo baja capacidad de almacenamiento del C edáfico (Castellanos *et al.*, 2010). Aunque son muy escasos, estudios como el anterior demuestran que para implementar políticas adecuadas para el secuestro de C por la vegetación y así evitar su liberación a la atmósfera, debe incrementarse el apoyo a los programas de investigación y formación de recursos humanos en las instituciones públicas de investigación y de educación superior sobre los recursos naturales, la ecología y el ambiente. Así entonces, se aumentará la capacidad para evaluar los efectos del cambio climático y del cambio en el uso del suelo en el secuestro de C en los ecosistemas secos de México.

Para el fortalecimiento de las políticas públicas sobre el C y el cambio climático en zonas secas de México es recomendable (Briones *et al.*, 2019):

1. Incrementar el apoyo a los programas de investigación y formación de recursos humanos en las instituciones públicas de investigación y educación superior sobre recursos naturales, ecología y medio ambiente.
2. Incrementar el apoyo a los inventarios nacionales sobre el C en la vegetación y suelo de los ecosistemas.
3. Investigar la variación de los flujos y reservorios del C en el sistema suelo-vegetación-atmósfera.

4. Investigar los procesos biogeoquímicos que controlan las variaciones espaciales y temporales de las fuentes y almacenes de C.
5. Investigar la relación entre los ciclos biogeoquímicos del C, nitrógeno y fósforo y su relación con la disponibilidad hídrica.
6. Generar modelos regionales y globales para estimar almacenes y flujos de C y su relación con las magnitudes de la variación en la disponibilidad hídrica en el ecosistema.
7. Desarrollar modelos para favorecer el secuestro de C, a través del manejo de los reservorios y flujos de C.
8. Evaluar los efectos del cambio global (cambio climático, cambio en el uso del suelo, pérdida de biodiversidad y especies invasoras) en el ciclo del C.
9. Implementación de programas de incentivos al sector productivo para la conservación y sustentabilidad de los ecosistemas.
10. Apoyo a la generación de cadenas productivas locales basados en el uso responsable de los recursos naturales y la preservación de los bienes y servicios de los ecosistemas secos.

Con respecto específicamente al diseño de políticas y programas encaminados a aumentar el potencial del secuestro de C por los matorrales y pastizales de las regiones secas y, con ello, amortiguar su liberación a la atmósfera desde los matorrales y pastizales de las zonas áridas, es necesario incrementar el conocimiento científico de:

1. Contenido de C en los tejidos de las especies, materia orgánica muerta y suelo.
2. Relaciones alométricas de tamaño de las plantas y contenido de C.
3. Almacenes de C en la biomasa viva y muerta aérea y subterránea, mantillo y suelo.
4. Transferencia de C por la productividad primaria, hojarasca, descomposición y respiración de los ecosistemas secos.
5. Flujos de C en los ecosistemas secos naturales y manejados del país.

CONCLUSIONES

Los múltiples y diversos bienes materiales y servicios intangibles y espirituales, de soporte, regulación y culturales que brindan los ecosistemas de las regiones secas son de fundamental importancia para el bienestar, la salud, los medios de vida y la supervivencia de casi 60% de la población de México. Sin embargo, las presiones sobre los ecosistemas por la necesidad de producir materiales para una rápida industrialización y alimentos para una creciente población, así como el entorno de cambio climático, están comprometiendo la permanencia, cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos en las regiones secas. Por lo anterior, es urgente incrementar para estos ecosistemas el conocimiento del ciclo del C, del papel de la sequía, del incremento del CO₂ atmosférico, de las interacciones del C con sus procesos ecosistémicos y del cambio en el uso del suelo. Además, el conocimiento de los flujos, captación y reservorios del ciclo del C en los ecosistemas secos es de vital importancia como base del diseño e implementación de metodologías rigurosas que permitan el diseño de estrategias y políticas públicas de mitigación y adaptación ante los impactos del cambio climático en México. El estudio del ciclo del C de la vegetación y suelos de las zonas secas que cubren más de la mitad del territorio del país es prioritario para entender las consecuencias del incremento acelerado de la concentración de CO₂ y otros gases de efecto invernadero en la atmósfera.

RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecemos los comentarios y recomendaciones de tres revisores anónimos a la primera versión del artículo.

LITERATURA CITADA

Almendarez-Hernández, M., L. Jaramillo-Mosqueira, G. Avilés-Polanco, L. Beltrán-Morales, V. Hernández-Trejo and A. Ortega-Rubio. 2013. Economic valuation of water in a natural protected area of an emerging economy. Recommendations for El Vizcaino Biosphere reserve, Mexico. *Interciencia* 38(4):245-252.

AMISAC. 2017. Producción de sal. Asociación Mexicana de la Industria Salinera, A.C., México. <http://www.amisac.org.mx/produccion/> (Consulta: abril 06, 2020).

Arriaga, L., A. E. Castellanos, E. Moreno and J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study for buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* 18:1504-1514. DOI:10.1111/j.1523-1739.2004.00166.x

Armendáriz, E. J. 2016. Áreas naturales protegidas y minería en México. Perspectivas y recomendaciones. Tesis Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, A.C. 165 p.

Bidak, L. M., S. A. Kamal, M. W., A. Halmy and S. Z. Heneidy. 2015. Goods and services provided by native plants in desert ecosystems. Examples from the northwestern coastal desert of Egypt. *Global Ecology and Conservation* 3:433-447. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.001>

Briones, O. 1994. Origen de los desiertos mexicanos. *Ciencia* 45: 263-279.

Briones, O., A. Búrquez, A. Martínez-Yrizar, N. Pavón y Y. Perroni. 2018a. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* 24 (Número Especial):1-19. DOI:10.21829/myb.2018.2401898

Briones, O., Y. Perroni, A. E. Castellanos, I. Estrada-Contreras, A. Martínez-Yrizar, Y. Maya, N. M. Montaña, N. Pavón y E. Yépez. 2018b. Base de datos de carbono en la biomasa de matorrales y pastizales xerófilos de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:200-209.

Briones, O., Y. Perroni, S. Bullock, A. Castellanos, B. de Jong, M. Estrada-Contreras, F. Paz-Pellat, A. Martínez-Yrizar, Y. Maya-Delgado, N. M. Montaña, N. Pavón, A. S. Velázquez-Rodríguez y E. A. Yépez. 2019. Matorrales y Pastizales. pp. 303-385. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. (eds.). Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

Bravo-Peña, L. C. y A. E. Castellanos. 2013. Tendencias del índice de la diferencia normalizada de la vegetación (NDVI) en el estado de Sonora. Implicaciones potenciales sobre el sector pecuario en el contexto del cambio climático. pp. 245-283. En: Aplicaciones de percepción remota y análisis espacial en la evaluación del uso del territorio. Sánchez-Flores, E. y R. E. Díaz-Caravantes (eds.). Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

Bravo-Peña, L. C., S. Doode-Matsumoto, A. C. Castellanos-Villegas, I. y I. Espejel-Carbajal. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal. Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas. *Región y Sociedad* 22:3-35.

Brenner, J. C. 2010. What drives the conversion of native rangeland to buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) pasture in Mexico's Sonoran Desert?: The social dimensions of a biological invasion. *Human Ecology* 38:495-505. <https://doi.org/10.1007/s10745-010-9331-5>

- Buffington, L. C. and C. H. Herbel. 1965. Vegetational changes on a semidesert grassland range from 1958 to 1963. *Ecological Monographs* 35:139-164. <https://doi.org/10.2307/1948415>
- Camou, E. 1998. De rancheros, poquiteros, orejanos y criollos: Los productores ganaderos de Sonora y el mercado internacional. El Colegio de Michoacán. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Zamora, México. 314 p.
- Camou-Guerrero, A., A. Casas, A. I. Moreno-Calles, J. Aguilera-Lara, D. Garrido-Rojas, S. Rangel-Landa, I. Torres, E. Pérez-Negrón, L. Solís, J. Blancas, S. Guillén, F. Parra and E. Rivera-Lozoya. 2016. Ethnobotany in Mexico: History, development, and perspectives. pp. 21-39. *In: Ethnobotany in Mexico*. Lira, R., A. Casas and J. Blancas (eds.). Springer.
- Casas, A., J. Blancas and F. Lira. 2016. Mexican ethnobotany: Interactions of people and plants in Mesoamerica. pp. 1-19. *In: Ethnobotany in Mexico*. Lira, R., A. Casas and J. Blancas (eds.). Springer.
- Casas, A., R. Lira, I. Torres, A. Delgado, A. I. Moreno-Calles, S. Rangel-Landa, J. Blancas, C. Larios, L. Solís, E. Pérez-Negrón, M. Vallejo, F. Parra, B. Farfán-Heredia, Y. Arellanes and N. Campos. 2016. Ethnobotany for sustainable ecosystem management: A regional perspective in the Tehuacán Valley. pp. 179-206. *In: Ethnobotany in Mexico*. Lira, R., A. Casas and J. Blancas (eds.). Springer.
- Castellanos, A. E., L. C. Bravo, G. W. Koch, J. M. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, J. R. Romo, T. Sisk y Yanes, G. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semi-áridos de Sonora. pp. 157-186. *En: Diversidad biológica del estado de Sonora, México*. Molina-Freaner, F. y Van Devender, T.R. (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Castellanos, A. E., G. Yanes and D. Valdéz-Zamudio. 2002. Drought-tolerant exotic buffelgrass and desertification. pp. 99-112. *In: Weeds Across Borders*. Tellman, B. (ed.). Proceedings of North American Conference. Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, AZ.
- Chapin, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science and Business Media Inc. New York, NY, USA. 511 p.
- CONAFOR. 2018. Comisión Nacional Forestal. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe de Resultados 2009-2014. 1er Edición. 200 p. www.gob.mx/conafor.
- CONAGUA. 2018. Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 306 pp. http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Cornejo-Denman, L., J. R. Romo-Leon, A. E. Castellanos, R. E. Diaz-Caravantes, J. L. Moreno-Vázquez and R. Mendez-Estrella. 2018. Assessing riparian vegetation condition and function in disturbed sites of the arid northwestern Mexico. *Land* 7:13. <https://doi.org/10.3390/land7010013>
- Cornejo-Denman, L., J. R. Romo-Leon, K. Hartfield, W. J. van Leeuwen, G. F. Ponce-Campos and A. E. Castellanos-Villegas. 2020. Landscape dynamics in an iconic watershed of northwestern Mexico: Vegetation condition insights using Landsat and planetscope data. *Remote Sensing* 12: 2519. <https://doi.org/10.3390/rs12162519>
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S. J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber and R. K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*. 26, 152-1. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- De Ávila, A. 2008. La diversidad lingüística y el conocimiento etnobiológico. *En: Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 497-556.
- Ezcurra, E. y C. Montaña. 1988. La evolución del uso de los recursos naturales renovables en el norte árido de México. pp: 269-290. *En: Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la Reserva de la Biosfera de Mapimí I. Ambiente natural y humano*. Montaña, C. (ed.). Instituto de Ecología, A.C.
- Ezcurra, E., 2006. Global deserts outlook. United Nations Environment Programme. 147 p.
- FAO. 2004. Carbon sequestration in dryland soils. Food and Agriculture Organization of The United Nations. <http://www.fao.org/3/y5738e/y5738e00.htm> (Consulta: septiembre 23, 2020).
- Feng, S. and Q. Fu. 2013. Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:10081-10094. <https://doi.org/10.5194/acp-13-10081-2013>
- GCP. 2020. CO₂ earth. Global Carbon Project, Canada. <https://es.co2.earth/show-co2> (Consulta: septiembre 20, 2020).
- Gobierno de México. SEMARNAT. 2020. Contribución Determinada a nivel Nacional: México. Versión actualizada 2020. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/603401/Contribuci_n_Determinada_a_nivel_Nacional.pdf
- Goettsch, B., C. Hilton-Taylor, G. Cruz-Piñón, *et al.* 2015. High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants* 15142:1-7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>
- González-Medrano, F. 2012. Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México. 173 pp.
- Hadley, N. F. and S. R. Szarek. 1981. Productivity of desert ecosystems. *Bioscience* 31(10):747-753. <https://doi.org/10.2307/1308782>
- Halvorson, W. L., A. E. Castellanos and J. Murrieta. 2003. Sustainable land use requires attention to ecological sig-

- nals. *Environmental Management* 32:551-558. <https://doi.org/10.2307/1308782>
- Hernández, L., C. González y F. González Medrano. 1991. Plantas útiles de Tamaulipas. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 62:1-38.
- Hinojo-Hinojo, C, A. E. Castellanos, T. Huxman, J. C. Rodríguez, R. Vargas, J. R. Romo-León and J. A. Biederman. 2019. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: Implications for ecosystem carbon and water fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 268:269-278. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.030>
- Hinojo-Hinojo C, A. E. Castellanos, J. C. Rodríguez, J. Delgado-Balbuena, J. R. Romo-León, H. Celaya-Michel and T. E. Huxman. 2016. Carbon and water fluxes in an exotic buffelgrass savanna. *Rangeland Ecology and Management* 69:334-341. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.04.002>
- INECC. 2019. Atlas Nacional de vulnerabilidad al cambio climático. 226 p. https://atlasvulnerabilidad.inecc.gob.mx/page/fichas/ANVCC_LibroDigital.pdf
- INECC. 2020. Revisión y análisis de documentos sobre valoración económica de los servicios ecosistémicos de México de 1990 a 2019. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/579760/Revisio_n_y_analisis_valoracion.pdf
- INEGI. 2015. Encuesta Intercensal 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <https://www.inegi.org.mx/programas/intercensal/2015/>
- INEGI. 2017a. Encuesta Nacional Agropecuaria 2017, Tabulados. Existencias de ganado bovino por manejo del ganado. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <https://www.inegi.org.mx/programas/ena/2017/default.html#Tabulados>
- INEGI. 2017b. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000: serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 204 p.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report: Summary for Policymakers. R. K. Core Writing Team, Pachauri and L. A. Meyer, (eds.). Ginebra, Suiza: IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- Lira, R., A. Casas, R. Rosas-López, M. Paredes-Flores, E. Pérez-Negrón, S. Rangel-Landa, L. Solís, I. Torres and P. Dávila. 2009. Traditional knowledge and useful plant richness in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* 63(3):271-287. <https://doi.org/10.1007/s12231-009-9075-6>
- Mapes, C. and F. Basurto. 2020. Biodiversity and edible plants of Mexico. In: *Ethnobotany of Mexico*. Lira, R., A. Casas, and J. Blancas (eds.). Springer. 83-131 pp. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6669-7_5
- Méndez-Estrella, R, J. R. Romo-León and A. E. Castellanos. 2017. Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in northwestern Mexico. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 6:298. <https://doi.org/10.3390/ijgi6100298>
- Méndez-Estrella, R., J. R. Romo-León, A. E. Castellanos, F. J. Gandarilla-Aizpuro and K. Hartfield. 2016. Analyzing landscape trends on agriculture, introduced exotic grasslands and riparian ecosystems in arid regions of Mexico. *Remote Sensing* 8:664. <https://doi.org/10.3390/rs8080664>
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. A. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Monroy-Hernández, R., R. Valdivia A., M. Sandoval V. y J. E. P. Rubiños. 2011. Valoración económica del servicio ambiental hidrológico en una reserva de la biosfera. *Terra Latinoamericana* 29:315-323.
- Murray-Tortarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Murguía-Flores, A. Anav and N. Zeng. 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13:223-238. DOI:10.5194/bg-13-223-2016
- Ojeda, M. I., S. A. Mayer and B. D. Solomon. 2008. Economic valuation of environmental services sustained by the Yaqui River Delta. *Ecological Economics* 65:155-166. DOI:10.1016/J.ECOLECON.2007.06.006
- Paredes-Flores, M., R. Lira y P. Dávila. 2007. Estudio etnobotánico de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Acta Botánica Mexicana* 79:13-61.
- PECC. 2018. Programa Especial del Cambio Climático 2014 a 2018. *Diario Oficial de la Federación* 28/04/2014.
- Penman, H. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society A* 193:120-146. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Perez-Verdin, G., E. Sanjurjo-Rivera, L. Galicia, J. C. Hernandez-Diaz, V. Hernandez-Trejo and M. A. Marquez-Linares. 2016. Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services* 21:6-19 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.003>
- Perramon, E. 2001. La ganadería sonorensis y los cambios ecológicos: una propuesta. pp. 108-113. En: *Historia ambiental de la ganadería en México*. Hernández, L. (comp.). Instituto de Ecología, A.C.
- Perroni-Ventura, Y., C. Montaña, y F. García-Oliva. 2006. Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. *Journal of Vegetation Science* 17:719-728. DOI 10.1658/1100-9233(2006)17[719:RBS-NAA]2.0.CO;2
- Perroni-Ventura, Y., C. Montaña, y F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil in a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24:233-242. DOI 10.1111/j.1365-2435.2009.01610.x

- Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024. Diario Oficial de la Federación. 12 de julio de 2019 https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5565599&fecha=12/07/2019
- Ramírez, R. G., J. G. Saucedo, J. A. Narro and J. Aranda. 1993. Preference indices for forage species grazed by Spanish goats on a semiarid shrubland in Mexico. *Journal of Applied Animal Research* 3:55-66. <https://doi.org/10.1080/09712119.1993.9705953>
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. 432 p.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: Una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15:47-64. [http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumenes/ABM/ABM.15.1991/acta15\(47-64\).pdf](http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumenes/ABM/ABM.15.1991/acta15(47-64).pdf)
- Sánchez Brito, I., M. A. Almendarez Hernández, M. V. Morales Zárate y C. A. Salinas Zavala. 2013. Valor de existencia del servicio ecosistémico hidrológico en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México. *Frontera Norte* 25(50):97-129.
- Safriel, U. 2006. Linkages and the planet – Linkages between deserts and non-deserts. In: *Global deserts outlook*. Ezcurra, E., (ed.). United Nations Environment Programme. <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/9581>.
- Semarnat. 2015. La biodiversidad Mexicana. En: *Semarnat. El medio Ambiente en México 2013-2014*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/04_biodiversidad/4_1.html.
- Scott, M. L., P. L. Nagler, E. P. Glenn, C. Valdes-Casillas, J. A. Erker, E. W. Reynolds, P. B. Shafroth, E. Gomez-Limon and C. L. Jones. 2009. Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18:247-269. DOI 10.1007/s10531-008-9473-6.
- Scott, R. L. and T. E. Huxman. 2005. Comparing ecosystem water and carbon exchange across a riparian mesquite invasion gradient. *Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II*. In: Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew and E. Carleton (comps.) *Proc. RMRS-P-36*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 320-323.
- SIAP. 2019. *Producción ganadera. Servicio de información agroalimentaria y pesquera, México*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/165997/bovino.pdf>
- Seeley, M. 2006. People and Deserts. In: *Global deserts outlook*. Ezcurra, E., (ed.). United Nations Environment Programme. <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/9581>
- Taylor, N., K. Davis, H. Abad, M. McClung and M. Moran. 2018. Corrigendum to “Ecosystem services of the big bend region of the chihuahuan desert” [*Ecosyst. Services* 27 (2017) 48-57]. *Ecosystem Services* 30:192. DOI:10.1016/j.ecoser.2018.01.013
- Torregrosa, M., R. Domínguez, B. Jiménez, E. Kauffer, P. Martínez, J. L. Montesillo, J. Palerm, A. Román, L. C. Ruelas y E. Zapata. 2012. Los recursos hídricos en México: Situación y perspectivas. En: *Diagnóstico del agua en las Américas*. Jiménez-Cisneros, B. y J. Galizia-Tundisi (eds.). Red Interamericana de Academia de Ciencias, Foro Consultivo Científico y Tecnológico, A.C. 67. DOI:10.13140/RG.2.1.3103.0163
- UNESCO. 1971. *Map of the world distribution of arid regions*. Map at scale 1:25000000 with explanatory note. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Intergovernmental Programme on Man and the Biosphere. MAB Technical Notes 7. 54 p.
- Vallejo, M., A. Casas, E. Pérez-Negrón, A. I. Moreno-Calles, O. Hernández-Ordoñez, O. Tellez and P. Dávila. 2015. Agroforestry systems of the lowland alluvial valleys of the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve- an evaluation of their biocultural capacity. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 11:8. DOI:10.1186/1746-4269-11-8
- White, R. and J. Nackoney. 2003. *Drylands, people, and ecosystem goods and services: A web-based geospatial analysis*. World Resources Institute. Washington, DC. 58 pp.
- Whitford, W. G. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic Press. 343 p.
- Yerena-Yamalle, J. I., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón y E. J. Treviño-Garza. 2011. Contenido de carbono en la biomasa aérea en diferentes sistemas de uso de suelo, en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 7:71-77.
- Zavala-Hurtado, A. and J. Monserrat. 2020. Diversity and uniqueness at its best: Vegetation of the Chihuahuan Desert. pp. 1-17. In: *Plant diversity and ecology in the Chihuahuan Desert. Emphasis on the Cuatro Ciénegas Basin*. Mandujano, M.C., I. Pisanty and L.E. Eguiarte (eds.). Springer.

MexFlux: SINERGIAS PARA DISEÑAR, EVALUAR E INFORMAR SOLUCIONES CLIMÁTICAS NATURALES

MexFlux: SYNERGIES TO DESIGN, EVALUATE AND INFORM NATURAL CLIMATE SOLUTIONS

Tonantzin Tarin-Terrazas^{1†}, Susana Alvarado-Barrientos², Alejandro Cueva-Rodríguez³, César Hinojo-Hinojo⁴, Eugenia González del Castillo⁵, Zulia Sánchez-Mejía⁶, Samuel Villarreal-Rodríguez⁷, Enrico A. Yépez-González⁶

¹ Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México City, México.

² Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C., Xalapa, México.

³ Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa.

⁴ School of Geographical Sciences and Urban Planning, Arizona State University, Tempe, AZ.

⁵ Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos, Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM, CDMX, México.

⁶ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora.

⁷ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

† Autor de correspondencia: ttarin@iecologia.unam.mx

RESUMEN

México está comprometido a alcanzar cero emisiones netas de carbono y limitar el incremento de la temperatura media global a 1.5°C debido al cambio climático. Para lograrlo se ha planteado implementar programas de mitigación como Soluciones Climáticas Naturales (SCN) a través de la restauración, conservación o mejora en la gestión de los territorios para aumentar el almacenamiento de carbono en ecosistemas, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera y promover el enfriamiento radiativo. Para conocer el potencial de distintos ecosistemas (naturales o antropogénicos) como SCN y comprender cómo los ecosistemas responden al calentamiento global, se requieren observaciones de GEI, balances de carbono y energía, y cuantificación de procesos ecosistémicos como la productividad primaria y la evapotranspiración. Un sistema de monitoreo utilizando la técnica de *eddy covariance* (EC) permite obtener dichas observaciones al cuantificar directamente el intercambio de GEI y los flujos de energía entre la superficie terrestre y la atmósfera. Los productos generados por los observatorios que utilizan la técnica de EC, a mediano-largo plazo, generan conocimiento fundamental para avanzar en el desarrollo de programas de adaptación y mitigación en colaboración con las comunidades locales y regionales. Estos sistemas de monitoreo proveen información y conocimiento básico para evaluar y generar modelos de interés científico y práctico para enfrentar la crisis climática. Este trabajo presenta la importancia, los retos y limitaciones del monitoreo de ecosistemas a través de observatorios equipados con la técnica de EC que forman la Red Mexicana de Flujos Ecosistémicos (MexFlux). Se presentan también las oportunidades de crecimiento de MexFlux desde un enfoque de trabajo entre gobierno y comunidad científica para reducir los vacíos en el conocimiento de los ecosistemas mexicanos y generar información para transitar hacia el manejo sustentable de los territorios ante los retos del cambio global.

Palabras clave: gases de efecto invernadero; dióxido de carbono; cambio climático; adaptación; mitigación; MexFlux.

ABSTRACT

Mexico is committed to reaching zero net carbon emissions and thus limiting the increase in global average temperature to 1.5°C due to climate change. To achieve this, it has been suggested that it is necessary to implement Natural Climate Solutions (NCS) as mitigation strategies, through restoration, conservation or improvement of land and water management to increase carbon storage in ecosystems, reduce GHG emissions to the atmosphere, and to promote surface radiative cooling. To evaluate the potential of different ecosystems as NCS and to understand their response to global warming it is necessary to monitor their exchange of greenhouse gases (GHG) with the atmosphere, and to

quantify their carbon budgets and ecosystem processes such as primary productivity and evapotranspiration. A system using the eddy covariance (EC) technique directly quantifies the GHG exchange between the land surface and the atmosphere, as well as the components of the energy balance of ecosystems. The products generated from the continuous long-term monitoring of ecosystems with the EC technique contribute to assess the response of ecosystems to climate variability and advance the development of adaptation and mitigation programs with the collaboration of local and regional communities. Here, we present the significance, challenges and limitations of ecosystem monitoring through observatories equipped with the EC technique, that constitute the Mexican Network of Ecosystem Fluxes (MexFlux). Finally, we present the opportunities for the growth of MexFlux through a collaboration between the government and the scientific community to reduce the gaps in knowledge of Mexican ecosystems and generate relevant information to move towards the sustainable management of land and ecosystems in face of the challenges of global change.

Keywords: *greenhouse gas emissions; carbon dioxide; climate change; adaptation; mitigation; MexFlux.*

INTRODUCCIÓN

Las naciones alrededor del mundo se comprometieron a alcanzar cero emisiones netas de carbono para cumplir con el acuerdo de París que fue firmado en 2015. Esto fue replanteado nuevamente en la última reunión de Cambio Climático de la conferencia de las partes (COP) de COP26 llevada a cabo en Glasgow (<https://ukcop26.org/>). El acuerdo de París intentó comprometer a las naciones a limitar el incremento de la temperatura media global a 1.5°C, lo cual requiere una rápida descarbonización y remoción del CO₂ atmosférico para lograrlo (Hemes *et al.*, 2021). ¿Qué significa alcanzar cero emisiones netas de carbono? Esto quiere decir lograr que la atmósfera reciba menor o igual cantidad de gases efecto invernadero (GEI) del que puede asimilar la superficie de la Tierra. A pesar de todos los esfuerzos persisten brechas en cuanto a las condiciones financieras de los países, la contabilidad de emisiones netas de GEI y producción de combustibles fósiles. Las naciones no están actuando de manera eficiente para lograr frenar las emisiones de carbono y por lo tanto frenar el incremento en la temperatura media global.

A mediados del 2021, el Grupo Intergubernamental de Expertos en Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) publicó el informe con las bases científicas de la física del cambio climático (<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>). El informe explica que los cambios en intensidad y frecuencia de eventos ambientales extremos como las olas de calor, inundaciones, sequías, y ciclones tropicales son debido a la influencia humana que ha generado un incremento de los GEI en la

atmósfera. Los GEI en promedio alcanzaron valores sin precedentes de 410 ppm para el dióxido de carbono (CO₂), 1866 ppb para el metano (CH₄) y 332 ppb para el óxido de nitrógeno (N₂O) en 2019 (IPCC, 2021). Uno de los señalamientos del IPCC es que la respuesta de los ecosistemas al cambio climático no está completamente incluida en los modelos de proyecciones climáticas, y hay un desconocimiento sobre cómo los ecosistemas se verán afectados por dichos eventos extremos, de tal modo que generar conocimiento acerca de la respuesta de los ecosistemas ante la variabilidad climática (p. ej., variabilidad estacional, anual, decadal) es de vital importancia y debe ser una prioridad para todas las naciones.

Una mejor comprensión de las posibles respuestas de los ecosistemas (en tiempo real o escenarios a futuro) es un componente central para avanzar en el desarrollo de programas de adaptación y mitigación frente a un entorno cambiante, debido al cambio climático. Avanzar en el conocimiento del funcionamiento de los ecosistemas requiere una mayor infraestructura y desarrollo científico para el monitoreo de los ecosistemas y la colaboración entre la comunidad académica y gobiernos de todos los niveles es imprescindible.

Institucionalmente, en México, el sistema de medición y monitoreo de emisiones GEI de los ecosistemas se basa en la combinación de un Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) e información de cambios en la cobertura vegetal basado en productos satelitales de alta resolución (CONAFOR, 2020). Sin embargo, la información generada por este sistema presenta retos para estimar con baja incertidumbre

los flujos anuales de GEI por cambios en los cinco reservorios de carbono forestal considerados por el IPCC (p.ej., biomasa aérea y subterránea, mantillo, madera muerta, y carbono orgánico en el suelo), debido a la fuerte estacionalidad y su relación con diversos procesos de perturbación natural o antropogénica. Esta información es aún más limitada cuando se requiere de estimaciones a nivel sub-nacional o regional, las cuales además demandan implementación a escala local. Una aproximación para resolver estos retos es la selección de áreas para el monitoreo intensivo del carbono, en las cuales se puedan probar diferentes enfoques y herramientas para la medición detallada de la dinámica del carbono en distintas escalas de espacio y tiempo para que la información generada pueda relacionarse con procesos que ocurren a escala de paisaje o región (Birdsey *et al.*, 2013).

FUNCIONAMIENTO GENERAL DE LOS ECOSISTEMAS

Los ecosistemas terrestres, acuáticos, costeros, y marinos están moldeados por las diferentes condiciones climáticas que ocurren en todo el mundo (Chapin, 2002). Al mismo tiempo, los procesos de los ecosistemas son reguladores importantes de los sistemas climáticos a través del intercambio continuo de materia y energía entre la superficie del planeta y la atmósfera (Eamus *et al.*, 2006; Reichstein *et al.*, 2014; Wood *et al.*, 2008). Estas interacciones se identifican a través del estudio del balance de energía y de los flujos ecosistémicos, como el intercambio neto de carbono (NEE) y la evapotranspiración (ET; Figura 1). Tanto el clima como el funcionamiento de los ecosistemas responden a una variedad de procesos ambientales y antropogénicos, en una amplia gama de escalas espacio-temporales (Cubasch *et al.*, 2013). Por un lado, es importante poder predecir el impacto de un evento climático extremo en los flujos ecosistémicos y cómo ocurre la recuperación de las funciones ecosistémicas a diferentes escalas temporales (días, meses, años) y espaciales (parcela, paisaje, cuenca, regional). Esto requiere comprender los mecanismos que controlan el almacenamiento de carbono en el suelo y la vegetación, y las interacciones de estos reservorios con la atmósfera.

Los productores primarios (tanto terrestres como acuáticos/marinos) son el único componente de la biota capaz de asimilar el CO₂ de la atmósfera mediante la fotosíntesis (denominada producción primaria bruta

en los ecosistemas o GPP por sus siglas en inglés; Figura 1). Los productores primarios convierten el carbono inorgánico (CO₂) en carbono orgánico, que es asimilado y metabolizado por los organismos, y finalmente transportado, y almacenado como materia orgánica (es decir, madera, hojas, raíces, frutos, flores) que eventualmente se descompone y se almacena en los suelos. Los ecosistemas terrestres contribuyen con más del 50% de la fijación global de carbono (Le Quéré *et al.*, 2017). Por otro lado, el metabolismo de los microorganismos del suelo (respiración del suelo, R_{suelo}), y la respiración de la vegetación (R_{planta}) y de la fauna, devuelve grandes cantidades de carbono a la atmósfera (Bond-Lamberty *et al.*, 2018). Además, los productores primarios, específicamente la vegetación en los ecosistemas terrestres, juegan un papel muy importante en regresar grandes cantidades de agua a la atmósfera vía transpiración contribuyendo a la recirculación del agua, las precipitaciones locales, y al enfriamiento radiativo (Domínguez *et al.*, 2008; Ellison *et al.*, 2017; Jasechko *et al.*, 2013). Existen factores ambientales y antropogénicos, como el suministro de radiación solar, la disponibilidad de agua en el suelo, la disponibilidad de nutrientes, y el cambio de uso de suelo, que limitan la función de los productores primarios, o pueden incrementar procesos de descomposición y salidas de carbono del ecosistema hacia la atmósfera, y en consecuencia cambian las tasas de asimilación y almacenamiento de carbono en los ecosistemas. Estos factores también impactan el flujo de agua de los ecosistemas hacia la atmósfera, es decir, la evapotranspiración, un componente del ciclo hidrológico que incluye la transpiración e interceptación de la vegetación (T) y la evaporación del suelo (E; ver Fig. 1). De tal modo que, si ocurren cambios en la función y estructura de la vegetación, cambios ambientales o de uso de suelo, el balance o presupuesto de agua a escala local, regional o de cuenca, se ve afectado sustancialmente (Abbott *et al.*, 2019). Es por esto que generar conocimiento básico sobre los procesos que controlan los flujos ecosistémicos, como la GPP y ET, contribuirá a generar mejores inventarios de los reservorios de carbono, su vulnerabilidad o resiliencia ante la variabilidad climática, y contribuirá a informar la toma de decisiones en materia de manejo de los ecosistemas y distribución y aprovechamiento de los recursos naturales (p. ej., agua).

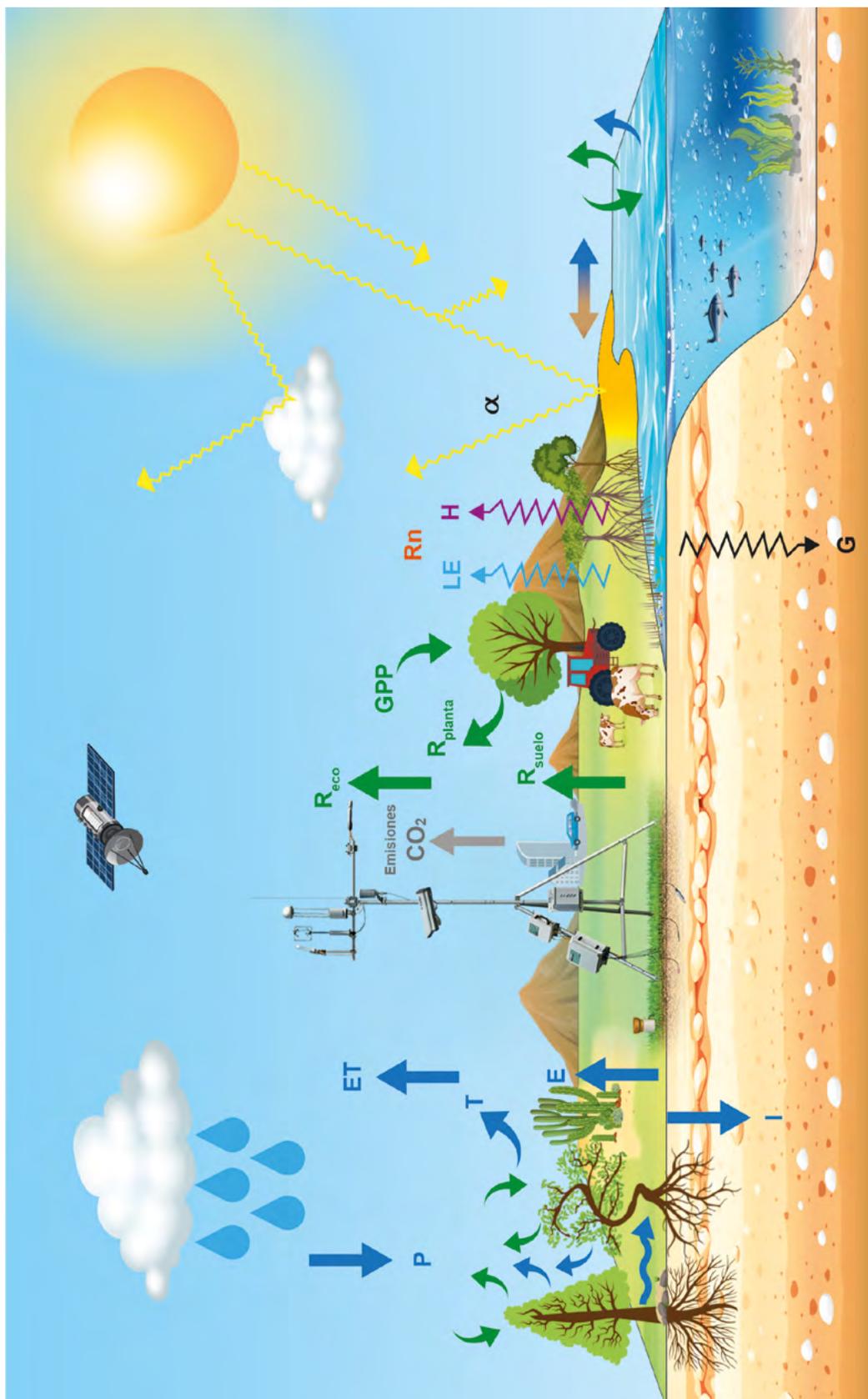


Figura 1. Balance de energía y flujos ecosistémicos de carbono y agua en ecosistemas terrestres, acuáticos, costeros y marinos. Las flechas azules representan los flujos del ciclo hidrológico: precipitación P, infiltración I, y evapotranspiración ET (que incluye E como evaporación del suelo y T como transpiración de la vegetación) y la escorrentía como flujo horizontal. Las flechas en verde corresponden a los flujos de carbono: respiración del ecosistema R_{eco} (que incluye respiración del suelo R_{suelo} , y respiración de la vegetación R_{planta}) y las entradas de carbono al ecosistema vía fotosíntesis o productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés). Las flechas en zigzag representan componentes del balance de energía: flujo de calor sensible H, flujo de calor latente LE y radiación neta R_n . La flecha horizontal en el agua representa el intercambio de materia y energía entre el continente y el océano. La figura muestra una torre de eddy covariance (EC, en inglés) al centro para el monitoreo de los flujos ecosistémicos y las variables ambientales. Al fondo en la parte urbana se muestran con una flecha gris las emisiones por quema de combustibles fósiles por actividades antropogénicas.

El gobierno de México ha reconocido la necesidad de implementar medidas que reduzcan las emisiones de GEI para mitigar los efectos negativos del cambio climático y garantizar un futuro armónico y habitable (Plan Nacional de Desarrollo, 2019). Prueba de esto es el compromiso de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) para elaborar, actualizar, publicar, y facilitar inventarios nacionales sobre las emisiones antropogénicas y sumideros naturales de gases de efecto invernadero, mediante la implementación de metodologías comparables (Artículo 4, texto de la convención). El inventario nacional de emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero (INEGyCEI), que es elaborado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) conforme al artículo 74 de la Ley General de Cambio Climático, considera las emisiones por quema de combustibles fósiles, producción y transmisión de energía, y actividades ganaderas como las principales fuentes de emisiones (INEGyCEI, 2015). Sin embargo, hay factores que no se incluyen en el inventario nacional de GEI de México que son cruciales para hacer un presupuesto exhaustivo de todas las fuentes y sumideros de carbono. Se reconoce, por ejemplo, que el cambio de uso de suelo que produce alteraciones drásticas a la cobertura vegetal, como la pérdida de cobertura boscosa, es una fuente importante de GEI (Aryal *et al.*, 2018) y de calentamiento radiativo (Pielke, 2005; Bonan, 2008; Alkama y Cescatti, 2016). Resulta entonces de suma importancia conservar y restaurar la cobertura vegetal para mantener su capacidad como sumidero de carbono (INEG y CEI, 2015) y su potencial de disipar energía reduciendo el calentamiento localmente (Ellison *et al.*, 2017). De este modo, es crucial destacar el papel que juegan los ecosistemas como sumideros de GEI y es precisamente el manejo sustentable de los territorios y los ecosistemas lo que puede ser una Solución Climática Natural (Baldocchi, 2014; Griscom *et al.*, 2017).

SOLUCIÓN CLIMÁTICA NATURAL Y MONITOREO DE ECOSISTEMAS

Una Solución Climática Natural (SCN) es cualquier acción de restauración, conservación o mejora en la gestión de la tierra y cuerpos de agua para incrementar el almacenamiento de carbono en ecosistemas, reducir las emisiones de GEI a la atmósfera y promover el enfriamiento radiativo (Griscom *et al.*, 2017). Una SCN incluye ecosistemas manejados y no manejados

y su implementación se puede desarrollar en escalas espaciales amplias y a largo plazo (Hemes *et al.*, 2021). Además, la implementación de una Solución Natural Climática puede involucrar la participación de las comunidades mexicanas en el manejo sostenible de sus ecosistemas, lo que a su vez puede generar incentivos de mercados de carbono que contribuyan al bienestar ambiental, social y económico de las mismas. Sin embargo, esto requiere de instalar la capacidad de monitorear la dinámica de los almacenamientos de carbono, y el balance de energía, que se dan en los ecosistemas manejados y no manejados a mediano-largo plazo (ver Figura 1).

Técnica de covarianza de vórtices

Medir la dinámica de los flujos ecosistémicos que ocurren entre los ecosistemas y la atmósfera y por lo tanto integrar cambios en los almacenes de carbono es posible a través de la técnica de covarianza de vórtices (Baldocchi, 2014; Delgado-Balbuena *et al.*, 2019). La técnica de covarianza de vórtices (EC; *eddy covariance* en inglés) es un método que mide la covarianza instantánea de la velocidad vertical del viento y la concentración de gases en una parcela de aire a una alta resolución temporal con lo cual se puede cuantificar un flujo en periodos de tiempo discretos como 30 min (Baldocchi, 2003). La técnica de EC permite cuantificar el intercambio de GEI (como CO₂, CH₄, N₂O, H₂O) entre la superficie y la atmósfera, así como los componentes del balance de energía (radiación neta, flujos de calor sensible, calor latente, y calor en suelo; Fig. 1), mediante instrumentos instalados en una torre a cierta altura por encima de la superficie de interés. La técnica de EC tiene la capacidad de muestrear de manera no destructiva los flujos ecosistémicos a una escala temporal de minutos a años de manera continua, e importantemente, a una escala espacial que va de los cientos de metros a un par de kilómetros a partir de la torre. La escala espacial es pertinente ya que es similar a la de las intervenciones antropogénicas; por ejemplo: se deforesta/siembra una parcela, se seca un humedal, se construye un edificio y se quema un bosque. Actualmente, observatorios instrumentados para la técnica de EC monitorean continuamente diferentes superficies (ecosistemas manejados y no manejados) alrededor del mundo precisamente porque es la técnica adecuada para obtener observaciones directas de los flujos de los ecosistemas (<https://fluxnet.org/>). No obstante, sus

ventajas, es igualmente importante destacar las principales limitaciones prácticas de la técnica de EC: su costo de implementación y la destreza técnica que demanda su ejecución correcta son relativamente altos. Por otra parte, los supuestos teóricos sobre los que se basa el método implican que su funcionamiento es óptimo en terreno plano y con una cobertura suficientemente homogénea. En reconocimiento de tales desventajas, la comunidad científica complementa con frecuencia la implementación de la técnica con inventarios de biomasa y otras mediciones tradicionales de almacenes de carbono, con monitoreos simultáneos de fenología foliar, flujo de savia, respiración de suelo mediante cámaras, así como con la utilización de modelos ecosistémicos. Estas técnicas complementarias ayudan a constreñir y comparar la magnitud de los flujos obtenidos mediante EC, de tal suerte que los observatorios equipados para la técnica de EC suelen convertirse en ‘super sitios’ de monitoreo del ecosistema, y en puntos de validación de productos satelitales y de modelaje.

Las mediciones de flujos ecosistémicos con la técnica de EC son herramientas que ayudan a generar, monitorear y aplicar Soluciones Climáticas Naturales (Hemes *et al.*, 2021) al proveer información sobre: 1) la naturaleza de los cambios en los reservorios de carbono, al integrar múltiples fuentes o sumideros y resolviendo cambios sutiles en los reservorios, que, de otra forma requerirían esquemas extensivos y onerosos de muestreo en campo; 2) las variaciones de las fuentes de emisión de otros potentes GEI cuyas emisiones provienen de “hotspots” (CH_4) o son altamente intermitentes (N_2O) como es el caso de la agricultura; 3) detectar las retroalimentaciones biofísicas que a su vez influyen en las emisiones de GEI, como son propiedades de superficie (ej. rugosidad, albedo), o la separación de la energía en sus componentes como calor latente y sensible; y, 4) observar la variación interanual de las emisiones de GEI, y los presupuestos de agua y carbono en ecosistemas. Estos cuatro puntos anteriores permiten poner en contexto cambios no lineales en ecosistemas a través del tiempo, debido a perturbaciones naturales y antropogénicas al considerar retroalimentaciones de otros componentes de cambio (p. ej., eventos extremos, depósito de nitrógeno exógeno, fertilización de las plantas por el incremento de CO_2). Debido a que la técnica de EC es automática y continua, es posible observar cómo los

procesos ecosistémicos asociados a las emisiones de GEI responden a los cambios ambientales en el corto y largo plazo.

Un ejemplo para el potencial de uso de una Solución Climática Natural en ecosistemas mexicanos utilizando datos de la técnica de EC en México reside en Verduzco *et al.* (2018), en donde una combinación de observaciones y modelaje ecosistémico involucrando procesos básicos, relacionados al intercambio de flujos ecosistémicos de carbono y de agua, en un matorral subtropical de Sonora, permitió generar proyecciones de cambio climático ante diferentes escenarios de incremento de la temperatura y CO_2 atmosférico. Los resultados arrojaron diversos escenarios de cambio climático donde se evidencia un efecto negativo claro (disminución) en la productividad neta del ecosistema (ganancia neta de carbono) de estos matorrales ante el incremento de temperatura, pero un amortiguamiento por el efecto de fertilización de CO_2 en la vegetación debido al incremento de CO_2 en la atmósfera. Sin embargo, destaca que la eficiencia de uso de agua de este ecosistema ante esta condición de cambio climático podría ser aumentada, lo cual sería una ventaja competitiva ante escenarios concurrentes de disminución de la disponibilidad de agua en estas regiones semiáridas. De esta forma, el monitoreo de ecosistemas utilizando la técnica de EC es de suma importancia para proveer información oportuna que ayuden a las estrategias de mitigación y adaptación de los ecosistemas ante el cambio climático.

Los modelos de proyección climática como los utilizados por Verduzco *et al.* (2018), pueden mejorarse con información relativa a la distribución del carbono en la biomasa. Aun así, esta información sobre las proyecciones de carbono y la distribución en la biomasa son de suma importancia en los mercados de carbono que generan proyecciones de GEI (CO_2 equivalente) para el comercio de bonos de carbonos en las comunidades mexicanas (p.ej., a través del Comité de Comercio y Medio Ambiente de la Organización Mundial del Comercio, <https://www.wto.org/> y la www.mexico2.com.mx/). Para implementar este tipo de resultados a partir del monitoreo continuo a largo plazo con la técnica de EC y hacia la predicción ecológica o como insumo para diseñar y evaluar Soluciones Climáticas Naturales se requiere, sin embargo, de esfuerzos institucionales más amplios (Vargas *et al.*, 2012; Hemes *et al.*, 2021).

RED MEXICANA DE FLUJOS ECOSISTÉMICOS (MexFlux)

En México, la red nacional para el monitoreo de los flujos ecosistémicos y GEI con la técnica de EC se llama MexFlux (Figura 2; Vargas *et al.*, 2013). El objetivo principal de MexFlux es coordinar esfuerzos para avanzar en las investigaciones de los flujos ecosistémicos y la dinámica que estos tienen en los ecosistemas terrestres, acuáticos, costeros, y marinos a causa de la variabilidad climática y la transformación ambiental (p. ej., cambio de uso de suelo y de paisaje) como factores de cambio global. La información generada por MexFlux es de suma importancia para entender los controles ambientales actuales y futuros sobre el intercambio de agua, controles en el almacenamiento y liberación de carbono y otros

GEI, y sobre el balance energético superficial a nivel ecosistema, en distintas escalas espacio-temporales (Plan de estratégico MexFlux, <http://pmcarbono.org/pmc/>).

La visión de MexFlux es participar en la resolución de problemas ambientales nacionales, y pretende insertarse en iniciativas internacionales como FLUXNET (<http://fluxnet.ornl.gov/>), la cual es una red global para la medición de vapor de agua (evapotranspiración), CO₂ y energía en ecosistemas terrestres que incorpora más de 500 observatorios de monitoreo. En los últimos años MexFlux ha comenzado una coordinación importante con la red continental de las Américas con sede en EEUU (AmeriFlux, <https://ameriflux.lbl.gov/>) en donde se construyen sinergias importantes hacia trabajos de síntesis regionales a nivel continental (Barnes *et al.*, 2021, Biederman *et al.*, 2017).

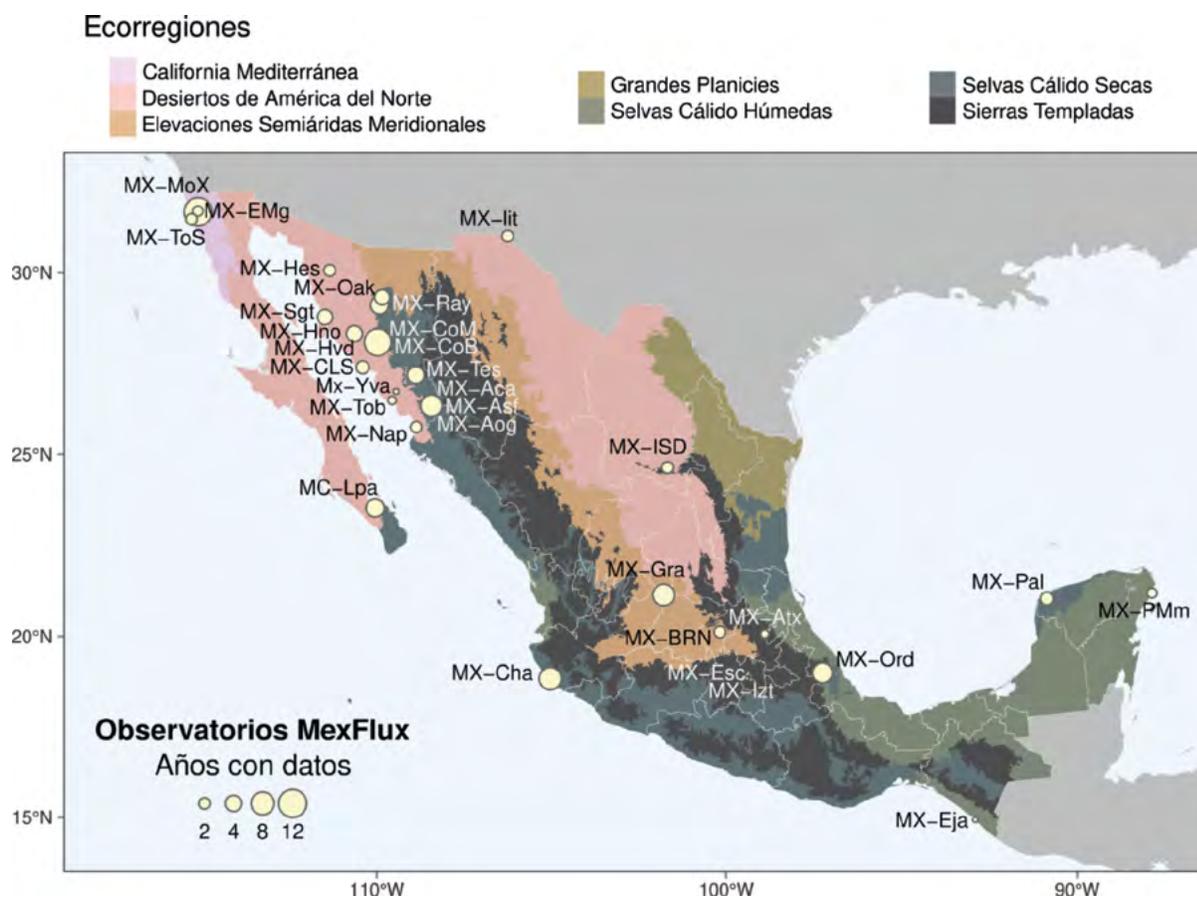


Figura 2. Observatorios de flujos de CO₂, agua y de energía de la Red Mexicana de Flujos Ecosistémicos (MexFlux) y su representatividad en las ecorregiones y estados de México. El tamaño de los símbolos indica la cantidad de años con datos para cada uno de los observatorios. El nombre, superficie y ubicación de los observatorios aparece en el Cuadro 2.

La relevancia de MexFlux radica en el monitoreo automatizado y coordinado en distintos observatorios a corto, medio, y largo plazo en México, que permita incrementar el conocimiento y mejorar las predicciones de los impactos del cambio climático global en distintos ecosistemas y regiones, algunas de éstas altamente sensibles a cambios en la temperatura y patrones de precipitación (Vargas *et al.*, 2013,

Cuadro 1). Este monitoreo ha contribuido a avanzar el conocimiento sobre las implicaciones del cambio de cobertura y/o uso del suelo sobre el balance de energía de la superficie (p.ej., Holwerda *et al.*, 2016), lo cual, a su vez, abona al conocimiento del impacto de estas alteraciones antrópicas sobre los procesos atmosféricos y las causas biofísicas del cambio climático regional y global (Alkama y Cescatti, 2016).

Cuadro 1. Observatorios de MexFlux con datos publicados a escala anual.

Observatorio	Superficie	ID	Latitud	Longitud	Años	Referencia
Querétaro	Urbano	MX-	31.7	-106.4	2020-	-
Escandón	Urbano	MX-Esc	19.4	-99.2	2006	Velasco <i>et al.</i> (2009)
Iztapalapa	Urbano	MX-Izt	19.4	-99.1	2003 2011-2012	Velasco <i>et al.</i> (2005) Velasco <i>et al.</i> (2014)
Ciudad Juárez	Urbano	MX-lit	31.7	-106.4	2020-2021	Pérez-Ruiz <i>et al.</i> (2021a)
Atopixco	Bosque templado	MX-Atx	20.6	-98.6	2017-2018	Hidalgo-Sánchez <i>et al.</i> (2020)
Sierra los Locos	Bosque de encinos	MX-Oak	30.0	-110.5	2008-2013	Pérez-Ruiz <i>et al.</i> (2021b)
Álamos	Selva baja caducifolia (Maduro)	MX-Aog	27.0	-108.8	2016-2018	Rojas-Robles <i>et al.</i> (2020)
Álamos	Selva baja caducifolia (Secundario)	MX-Asf	27.0	-108.8	2015-2020	Rojas-Robles <i>et al.</i> (2018)
Tesopaco	Selva baja caducifolia	MX-Tes	27.8	-109.3	2004-2008	Verduzco <i>et al.</i> (2015)
El Palmar	Selva baja caducifolia	MX-Pal	21.0	-90.1	2016-2019	Uuh-Sonda <i>et al.</i> (2018)
Chamela	Selva baja caducifolia	MX-Cha	19.5	-105.0	2007-2015	González-del Castillo <i>et al.</i> (2018a)

Cuadro 1. Observatorios de MexFlux con datos publicados a escala anual (Continuación).

Observatorio	Superficie	ID	Latitud	Longitud	Años	Referencia
El Mogor	Matorral esclerófilo	MX-EMg	32.0	-116.6	2008-	Villarreal <i>et al.</i> (2016)
Rayón	Matorral subtropical	MX-Ray	29.7	-110.5	2008-2014	Verduzco <i>et al.</i> (2018)
La Paz	Matorral sarcocuale	MX-Lpa	24.1	-110.4	2001-	Bell <i>et al.</i> (2012)
Bernal	Matorral	MX-BRN	20.7	-99.9	2017-2018	Guevara-Escobar <i>et al.</i> (2020)
San Isidro	Matorral	MX-ISD	25.3	-101.3	2019-2020	Torres-Arreola (2021)
La Colorada	Pastizal inducido / sabana	MX-CoB	28.7	-110.5	2011-	Hinojo-Hinojo <i>et al.</i> (2016)
La Colorada	Matorral	MX-CoM	28.7	-110.5	2011-	Hinojo-Hinojo <i>et al.</i> (2019)
Ojuelos	Pastizal semiárido	MX-	21.8	-101.6	2011-2017	Delgado-Balbuena <i>et al.</i> (2019)
La Orduña	Cafetal bajo sombra	MX-Ord	19.47	-96.93	2006-2008 2014-2018	Holwerda <i>et al.</i> (2013) Holwerda <i>et al.</i> (2016)
Nogal-Hermosillo	Bosque de Nogal	MX-Hno	28.9	-111.3	2017-2021	Rodríguez (comunicación personal, enero 2022)
Esp-Hermosillo	Cultivo de espárragos	MX-Hes	30.6	-112.2	2019-2020	Rodríguez (comunicación personal, enero 2022)
Vid-Hermosillo	Cultivo de uva	MX-Hvi	28.9	-111.3	2018-2021	Rodríguez (comunicación personal, enero 2022)

Cuadro 1. Observatorios de MexFlux con datos publicados a escala anual (Continuación).

Observatorio	Superficie	ID	Latitud	Longitud	Años	Referencia
El Sargento	Manglar	MX-Sgt	29.3	-112.3	2014-2016	Vargas-Terminel <i>et al.</i> (2016)
Navopatia	Manglar	MX-Nap	26.4	-109.2	2017-2019	Granados-Martínez <i>et al.</i> (2021)
La Encrucijada	Mangle	MX-Eja	15.09	-92.77	2014 (meses)	-
Tobari	Mangle	MX-Tob	27.1	-110.0	2014-2016	Vargas-Terminel <i>et al.</i> (2016)
Puerto Morelos	Manglar	MX-PMm	20.8	-86.9	2017-2018	Alvarado-Barrientos <i>et al.</i> (2021)
Estero El Soldado	Laguna costera	MX-CLS	28.0	-111.0	2018-	Benítez-Valenzuela y Sanchez-Mejía (2020)
Todos Santos	Océano	MX-ToS	31.8	-116.8	2008-2009	Reimer <i>et al.</i> (2013)

La información recopilada por MexFlux tiene la capacidad de generar productos con alto valor agregado y alta calidad, como observaciones directas de: precipitación, temperatura de aire y suelo, humedad del suelo a distintas profundidades, radiación solar en distintas longitudes de onda, dirección y velocidad de viento, y concentraciones atmosféricas de GEI (principalmente CO₂ y H₂O). Estudios especializados que utilizan datos de MexFlux han contribuido a la validación de productos satelitales (p. ej., Uuh-Sonda *et al.*, 2018), la validación de modelos hidrológicos (p. ej., Mendez-Barroso *et al.*, 2014) y Modelos Globales del Clima (p. ej., Murray-Tortarolo *et al.*, 2016; Verduzco *et al.*, 2018). Aunque los modelos matemáticos son muy rentables (la relación información-costos es alta), su validación requiere forzosamente de trabajo de monitoreo, de observaciones en el mundo real, y precisamente la técnica de EC provee estas herramientas (King *et al.*, 2015; Murray-Tortarolo *et al.*, 2016). Asimismo, algunas relaciones funcionales de los ecosistemas (como la relación carbono-agua de

la vegetación), han sido estudiadas utilizando datos de MexFlux, y con esto se han desarrollado parámetros específicos como la eficiencia del uso del agua (Tarin *et al.*, 2020); eficiencia de uso de radiación, (Rojas-Robles *et al.*, 2020); fenología de la vegetación; (Cueva *et al.*, 2021, González del Castillo *et al.*, 2018b) que permiten ajustar modelos de procesos ecosistémicos y Modelos Globales del Clima para generar diversos escenarios de cambio climático a nivel local y regional (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016; Tarin *et al.*, 2020; Verduzco *et al.*, 2018). Sin embargo, existen aún brechas de conocimiento y futuras investigaciones que pueden realizarse utilizando las bases de datos de MexFlux en combinación con datos derivados de otras metodologías que se pueden implementar en los mismos observatorios (p.ej., cámaras fenológicas, isótopos estables, cámaras de respiración, percepción remota proximal, intercambio de gases a nivel de la planta y de hoja) y con ello avanzar en nuestra comprensión mecanicista del funcionamiento de los ecosistemas de México (Cuadro 2).

Cuadro 2. Las investigaciones a través de MexFlux buscan contestar las siguientes preguntas fundamentales para el entendimiento de la función de los ecosistemas y su uso como Soluciones Climáticas Naturales.

Pregunta	Estrategia / metodología	Productos
¿Cuáles ecosistemas/superficies mexicanas funcionan como sumideros de carbono? ¿A qué escala temporal?	Monitoreo continuo de la covarianza entre la velocidad vertical del viento y la concentración del gas (CO ₂ , CH ₄) en la atmósfera (técnica de <i>eddy covariance</i>).	Series del intercambio neto de carbono del ecosistema (NEE) y su fraccionamiento en productividad primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (R _{eco}) a escala diaria, estacional, anual, decadal.
¿Cuáles son los factores ambientales que controlan los flujos ecosistémicos de carbono, agua y energía?	Medición simultánea de flujos y variables meteorológicas incluyendo físico-químicas del suelo/agua e hidro-período cuando sea aplicable.	Series temporales de temperatura, humedad del aire, precipitación, radiación neta y sus componentes, temperatura y humedad edáficas.
¿Cuáles son las características estructurales y funcionales del ecosistema/superficie que controlan los flujos de carbono, agua y energía?	Medición continua o episódica de variables estructurales y funcionales de la vegetación/productores primarios en la superficie de interés.	Series temporales de índices de área foliar (LAI), índices fenológicos (e.g. NDVI <i>in situ</i> , Green Chromatic Coordinate), contenidos de nutrientes en suelo o agua.
¿Cuál es el impacto del cambio de cobertura/uso del suelo en los componentes del balance de energía?	Comparación del balance de energía de distintas superficies (ecosistemas) que representen trayectorias de cambio de uso de suelo, incluyendo observatorios bajo restauración ecológica.	Series del balance de radiación, albedo, flujo de calor sensible, flujo de calor latente (y el cociente entre ambos o razón de Bowen), flujo de calor en suelo, resistencia aerodinámica, rugosidad de la superficie, a escala temporal diaria a decenal, y sobre superficies con diferente cobertura vegetal.
¿Qué implicaciones tienen las alteraciones en el balance de energía sobre procesos atmosféricos?		
¿Cuál es el impacto inmediato y legado de eventos extremos (p. ej. incendios, huracanes) en los flujos ecosistémicos?	Movilización de un sistema de <i>eddy covariance</i> de instalación rápida en el observatorio afectado.	Series de flujos de GEI, agua y componentes del balance energético en los días y meses posteriores al evento extremo.

Cuadro 2. Las investigaciones a través de MexFlux buscan contestar las siguientes preguntas fundamentales para el entendimiento de la función de los ecosistemas y su uso como Soluciones Climáticas Naturales (Continuación).

Pregunta	Estrategia / metodología	Productos
¿Cuál es el consumo de agua de los agroecosistemas mexicanos extensivos?, ¿Qué prácticas de manejo contribuyen a mayor eficiencia en el uso del agua?	Campañas de comparación de flujos de carbono, agua y energía entre agroecosistemas con distintas prácticas de manejo	Estimaciones de evapotranspiración (ET), productividad primaria y eficiencia en uso de agua en agroecosistemas con diferente manejo
¿Cómo son las proyecciones de los flujos ecosistémicos ante la variabilidad climática?	Simulación de escenarios climáticos como el incremento en la temperatura, en el CO ₂ , y/o cambios en los regímenes de precipitación.	Escenarios sobre el funcionamiento de los ecosistemas mexicanos que permitan implementar estrategias de adaptación y mitigación para el beneficio de las comunidades
¿Cuál es la magnitud y dinámica de los flujos laterales de carbono en ecosistemas acuáticos, costeros y marinos? ¿Qué condiciones ambientales alteran considerablemente estos flujos? ¿Cómo se comparan/integran estos flujos laterales en ecosistemas acuáticos y costeros con los flujos verticales?	Monitoreo de los flujos laterales de carbono adicionalmente a los verticales, así como complementar a base de experimentos realizados en campo o en laboratorio para hacer modificaciones a los controles biofísicos.	Estimaciones más completas de los flujos y almacenes de carbono en ecosistemas acuáticos, costeros y marinos. Comparaciones de diferentes condiciones ambientales en los ecosistemas acuáticos, costeros y marinos para identificar cambios en los flujos ecosistémicos a causa de los factores físicos y químicos del ambiente y su conexión con ambientes aledaños.

La presencia e impacto de MexFlux con la comunidad científica internacional actual se evidencia en el reciente número especial publicado en la revista internacional *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* de la American Geophysical Union (JGR: Biogeosciences, AGU; [https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/toc/10.1002/\(ISSN\)2169-8961.MEXFLUX](https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/toc/10.1002/(ISSN)2169-8961.MEXFLUX)). Entre los artículos de investigación que se publicaron en este número especial se muestran casos de estudio que resaltan la importancia del monitoreo de los flujos ecosistémicos utilizando la técnica de EC en

ecosistemas relevantes de México (p. ej. ecosistemas semiáridos, manglares, agroecosistemas). Además, es importante señalar que desde la instalación de los primeros observatorios utilizando la técnica EC en el mundo (1980's), el primer estudio del balance de energía realizado en México se llevó a cabo a finales los 90s (Tejada-Martínez, 1996) y a la fecha se cuenta con más de 70 publicaciones entre las que destacan artículos científicos nacionales e internacionales, capítulos de libros, y tesis de estudiantes de licenciatura y posgrado. Algunos de los trabajos recientes integran

la información de varios observatorios para resolver preguntas enfocadas en procesos atmosféricos y se ha comenzado con colaboraciones en síntesis regionales y globales (Villarreal *et al.*, 2016, Biederman *et al.*, 2016, Figueroa-Espinoza *et al.*, 2021, Pérez-Ruiz *et al.*, 2021, Van Dam *et al.*, 2021). Estos productos son de gran utilidad tanto para la comunidad científica, el público en general y para tomadores de decisiones en materia ambiental, debido a que algunos de los ecosistemas monitoreados por MexFlux se encuentran subrepresentados tanto a nivel nacional como internacional en los Modelos Globales de Clima (Villarreal *et al.*, 2019; Villarreal *et al.*, 2021; Pastorello *et al.*, 2020). Sin embargo, también se destaca la falta de representatividad espacial de MexFlux a nivel nacional para el monitoreo de los diversos ecosistemas y se discuten algunas acciones potenciales para su crecimiento a continuación (Villarreal *et al.*, 2019).

RETOS, LIMITACIONES Y APORTACIONES DE MexFlux

Retos y limitaciones

Los esfuerzos iniciales de MexFlux han fructificado en la publicación de la primera base de datos de flujos verticales a escala diaria disponible a través del Programa Mexicano del Carbono (Balbuena *et al.*, 2019). En el Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México, Agenda Azul y Verde, se contó con un total de 53 años de monitoreo en 14 observatorios de ecosistemas mexicanos (Balbuena *et al.*, 2019). Igualmente, MexFlux ha avanzado en la incorporación de datos de 6 observatorios con un total de 19 años-observatorios en el repositorio público de la red continental AmeriFlux al apegarse a los altos estándares internacionales de calidad metodológica (<https://ameriflux.lbl.gov/sites>). Se encuentran además en proceso de ser incorporados otros 7 observatorios en AmeriFlux, sumando un total de 13 observatorios. Sin embargo, MexFlux enfrenta fuertes limitaciones en cuanto al número de observatorios y a la configuración espacial de los mismos (Villarreal *et al.*, 2019), los cuales han sido seleccionados desde una organización del tipo ascendente (*bottom-up*) y ha sido uno de los factores limitantes para su desarrollo.

Una organización ascendente está caracterizada por un crecimiento de los observatorios de monitoreo con base en intereses individuales de los distintos grupos de investigación (Villarreal *et al.*, 2019;

Scholes *et al.*, 2012). Este tipo de organización tiene la ventaja de una coordinación flexible que pudiera comprender un mayor rango de aplicaciones y, por el contrario, fácilmente se puede presentar un bajo nivel de interoperabilidad que limite el desarrollo de la red y se limite la representatividad espacial (Vargas *et al.*, 2017; Villarreal *et al.*, 2019). Una organización del tipo descendente presenta un enfoque más centralizado, el cual se basa en metas comunes y bien definidas para los distintos grupos de investigación; su implementación requiere un alto nivel de interoperabilidad entre sus distintos grupos, y sus aplicaciones pueden encontrarse limitadas por los objetivos particulares de la red monitoreo (Villarreal *et al.*, 2019; Vargas *et al.*, 2017). Es posible combinar ambos modelos organizacionales en uno mixto (ascendente - descendente). Esto permite un desarrollo óptimo de la red en el cual se tenga un alto nivel de interoperabilidad (i.e., colaboración entre distintos grupos para recolectar, compartir, y analizar la información; Vargas *et al.*, 2017) y un abanico más amplio de los productos de valor agregado generados por MexFlux (Villarreal *et al.*, 2019; Holzer *et al.*, 2018).

La falta de financiamiento para sostener la operación y mantenimiento de los observatorios a largo plazo sigue siendo uno de los mayores retos estratégicos para el funcionamiento futuro de MexFlux. Esto también limita sumar nuevos observatorios de monitoreo para garantizar mayor representatividad de los ecosistemas mexicanos. Al ser un país con una alta biodiversidad a nivel ecosistema y gran complejidad topográfica, México representa un desafío de monitoreo del intercambio superficie-atmósfera de materia y energía a una escala nacional; actualmente se tiene una representatividad superficial menor al 5% en la dinámica de captura de carbono y evapotranspiración (Villarreal *et al.*, 2019). No obstante, un esfuerzo coordinado de monitoreo entre los distintos grupos de investigación y gobierno, en donde se definan observatorios prioritarios de monitoreo, pudiera incrementar sustancialmente la representatividad a nivel nacional (Villarreal *et al.*, 2019). Para esto se requiere la implementación de distintas estrategias financieras y logísticas que impulsen la interoperabilidad y se apoye la colaboración entre distintos grupos para coordinar la instalación y el mantenimiento a largo plazo de nuevos observatorios, así como el recolectar, compartir y analizar la información actual de MexFlux (Vargas *et al.*, 2013; Vargas *et al.*, 2017).

Aportaciones futuras y Agenda hacia el Segundo Reporte del Estado del Carbono en México

Uno de los problemas más apremiantes para México es el impacto que el cambio climático y la degradación ambiental pueda tener en los bienes y servicios que la sociedad obtiene directa e indirectamente de los ecosistemas (Diffenbaugh *et al.*, 2008). Para ello se ha establecido el Programa Nacional Estratégico de Sistemas Socioecológicos y Sustentabilidad (PRONACES - SSyS) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) enfocado a promover acciones de conservación, restauración, y aprovechamiento sustentable de los ecosistemas basado en el conocimiento del entorno biofísico y social. Para lograr que dichas estrategias tengan una incidencia directa en el desarrollo de políticas públicas que atiendan la problemática actual y futura de México, se requiere de un esfuerzo coordinado no solo del monitoreo ambiental sino también de los flujos que rigen el funcionamiento de la productividad de los ecosistemas en México.

Los observatorios MexFlux, al conformar una red a escala nacional de sitios de monitoreo que comprenden un amplio abanico de componentes del ecosistema (p.ej., captura de carbono, respiración del suelo, transpiración; Figura 1 y 2), que pueden complementar los esfuerzos existentes de redes temáticas CONACyT como el *Programa Mexicano del Carbono*, y contribuir a entender cómo los ecosistemas terrestres, acuáticos, costeros, y marinos responden al cambio climático. Dicho conocimiento es necesario para el desarrollo de alternativas de manejo, gobernanza, y políticas públicas para el desarrollo económico y social de México sin comprometer el funcionamiento y biodiversidad de los ecosistemas naturales. Por lo tanto, es necesario que los observatorios MexFlux sean capaces de recolectar información ecológica de largo plazo en ecosistemas representativos del país y de ser integrados dentro de los planes estratégicos para el uso y manejo de los ecosistemas.

Por último, es importante resaltar que la información generada por el monitoreo continuo a largo plazo de los flujos ecosistémicos utilizando la técnica de EC en los ecosistemas mexicanos tiene las siguientes aportaciones:

1. Se realizan estimaciones de la dinámica del carbono y los almacenamientos de carbono, así como su variabilidad temporal que permite minimizar las incertidumbres del inventario de carbono a nivel nacional.
2. Se mejoran los presupuestos de agua a escala local, de cuenca y regional, al medir directamente la evapotranspiración, que es un componente del ciclo hidrológico que típicamente es calculado a partir de los otros componentes (por ej. precipitación y escorrentía). Al tener observaciones a largo plazo de la evapotranspiración se investiga el papel que juega la vegetación en la recirculación del agua y las respuestas de la vegetación a los cambios en la disponibilidad del agua (en suelos y mantos freáticos).
3. Se avanza en el conocimiento sobre las alteraciones al balance de energía de la superficie debidas al cambio en la cobertura y uso del suelo y, por ende, el impacto de estas alteraciones sobre procesos atmosféricos y afectaciones biofísicas al clima local/regional.
4. Se desarrollan estimaciones más precisas sobre las respuestas de los flujos ecosistémicos ante la variabilidad climática (en diferentes escalas locales, regionales y locales) al utilizar la información de los observatorios de ecosistemas mexicanos en los Modelos Globales del Clima, en lugar de usar factores o datos de entrada de observatorios que no corresponden a las características de los ecosistemas/superficie del territorio mexicano.

Para la implementación de las cuatro aportaciones mencionadas anteriormente, así como la formación de recursos humanos y divulgación de la ciencia que proviene de los observatorios de MexFlux; los investigadores, académicos y técnicos miembros de la MexFlux trabajarán en una serie de actividades propuestas en el Cuadro 3. Con este plan de trabajo rumbo al Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México (agenda 2023), se pretende avanzar en la evaluación y síntesis de flujos ecosistémicos en ecosistemas de México, y así consolidar las colaboraciones con los diversos grupos de investigación a nivel nacional e internacional.

Cuadro 3. Cronograma de trabajo hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México para el 2023/2024 (agenda 2023).

Área	Oct-Dic 2021	Ene-Jun 2022	Jul-Dic 2022	Ene-Jun 2023	Jul-Dic 2023
Investigación	Monitoreo continuo en observatorios activos y reactivar/incorporar nuevos observatorios				
			Coordinación, estructura y desarrollo hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México		
	Invitación a los investigadores principales a sumarse actividades de la Agenda 2022 de MexFlux				
	Publicaciones científicas usando datos de MexFlux				
	Síntesis de datos a repositorios de AmeriFlux en temas selectos y colaboración con redes regionales e internacionales				
Difusión	Desarrollo de página web				
	Blog de difusión para "Amigos de MexFlux"				
	sesión especial en VIII Congreso Mexicano de Ecología		sesión especial en XIII Simposio Internacional del Carbono en México		
	Series de Seminarios MexFlux				
	Seminario I. "Conozcamos más acerca de los observatorios de MexFlux"		Seminario II. "Trabajo de campo y seguridad" En conjunto con AmeriFlux		
Formación de recursos humanos	Serie de videos demostrando la técnica EC				
				Taller I. Procesamiento básico de datos EC	Taller II. Formato de datos para AmeriFlux
	Coordinar actividades para la formación de estudiante con redes regionales e internacionales (FLUXNET, AmeriFlux, OzFlux, entre otras)				

CONCLUSIÓN

El conocimiento sobre las interacciones superficie-atmósfera era limitado hace solo unas pocas décadas por la falta de observaciones directas de los flujos de energía, agua y carbono (Eagleson 1981). En la actualidad, estas observaciones las proporcionan los observatorios de flujos ecosistémicos instrumentados para la técnica de EC. A pesar de que han aumentado considerablemente estas observaciones alrededor del mundo, las superficies y ecosistemas típicos de las latitudes que comprende el territorio mexicano aún constituyen importantes vacíos de conocimiento con relevancia local, regional y mundial. Dada la actual crisis climática global, contribuir a reducir estos vacíos de conocimiento es inaplazable.

En conjunto, el conocimiento sobre los flujos ecosistémicos es necesario para transitar hacia el bienestar social, manejo sustentable de los territorios y ecosistemas ante los retos del cambio global. La observación detallada (espacial y temporalmente) del intercambio de energía, agua y carbono entre distintos tipos de superficies y la atmósfera, abarcando una escala espacial similar a las intervenciones antropogénicas sobre los territorios, está demostrando ser tan relevante como la observación amplia del planeta desde el espacio. Generar este conocimiento y entender el funcionamiento de los ecosistemas y sus retroalimentaciones al sistema climático es importante para poder así predecir las respuestas de los ecosistemas a la variabilidad climática y ambiental, así como las pérdidas de los recursos naturales y la biodiversidad.

LITERATURA CITADA

- Abbot, B.J., K. Bishop, J. P. Zarnetske, D. M. Hannah, R. J. Frei, C. Minaudo, F. S. Chapin, S. Krause, L. Conner, D. Ellison, S. E. Godsey, S. Plont, J. Marcias, T. Kolbe, A. Huebner, T. Hampton, S. Gu, M. Buhman, S. S. Sayedi, O. Ursache, M. Chapin, K. Henderson and G. Pinay. 2019. A water cycle for the Anthropocene. *Hydrological Processes* 33:23, 3046-3052.
- Acuerdo de París. 2015. Acuerdo de París, Naciones Unidas. United Nations Climate Change. París. <https://www.un.org/es/climatechange/paris-agreement>. (Consulta: noviembre 10, 2021)
- Alkama, R. and A. Cescatti. 2016. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science*. 2016 5:351(6273):600-4.
- Alvarado-Barrientos, M. S., H. López-Adame, H. E. Lazcano-Hernández, J. Arellano-Verdejo and H. A. Hernández-Arana. 2021. Ecosystem-atmosphere exchange of CO₂, water, and energy in a basin mangrove of the northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126:2.
- Aryal, R. D., D. E. Morales Ruiz, C. N. Tondopó Marroquín, R. Pinto Ruiz, F. Guevara Hernández, J. A. Venegas Venegas, A. Ponce Mendoza, G. Villanueva 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.
- Barnes, M. L., M. M. Farella, R. L. Scott, D. J. P. Moore, G. E. Ponce Campos, J. A. Bierderman, N. MacBean, M. E. Litvak, D. D. Breshears. 2021. Improved dryland carbon flux predictions with explicit consideration of water-carbon coupling. *Nature*, 2:248.
- Baldocchi, D. 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere - the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology* 20, 3600-3609.
- Baldocchi, D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present, and future. *Global Change Biology* 9, 479- 492.
- Benítez Valenzuela, L. I. and Z. M. Sánchez Mejía. 2020. Observations of turbulent heat fluxes variability in a semiarid coastal lagoon (Gulf of California). *Atmosphere*, 11(6), 626.
- Bell, W. T., O. Menzer, E. Troyo Dieguez and W. C. Oechel. 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biology*, 18:8, 2570-2582.
- Bierderman, J. A., R. L. Scott, W. T. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuza Payán, T. E. Kolb, *et al.* 2017. CO₂ Exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23 (10): 4204–21.
- Birdsey, R., A. Ángeles Pérez, A. W. Kurz, M. L. Olguín, Y. Pan, C. Wayson, B. Wilson and K. Johnson. 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+. *Carbon Management* 4: 519-537.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcing, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*; 320(5882): 1444-1449.
- Bond-Lamberty, B., V. L. Bailey, M. Chen, C. M. Gough and R. Vargas, R. 2018. Globally rising Soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nature* 560 (7716): 80–83.
- Chapin, F. S. 2002. Principles in terrestrial ecosystem ecology / F. Stuart Chapin III, Pamela A. Matson, Harold A. Mooney. Springer-Verlag New York, Inc., United States of America.

- CONAFOR. 2020. Guía de uso de los productos del sistema Satelital de Monitoreo Forestal: enfoque pared a pared. Documento técnico. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/587193/Gui_a_de_uso_de_los_productos_del_sistema_SAMOF_v1.pdf. (Consulta: noviembre 10, 2021)
- Cubasch, U., D. Wuebbles, D. Chen, M. C. Facchini, D. Frame, N. Mahowald and J. G. Winther. 2013. The physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 119-158.
- Cueva, A., S. H. Bullock, R. Méndez Alonzo, E. López Reyes and R. Vargas. 2021. Foliage Senescence as a key parameter for modeling gross primary productivity in a mediterranean shrubland. In *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126:1.
- Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loesch, L. F. Pineda Martínez, J. N. Carbajal and R. Vargas. 2019. Seasonal precipitation legacy effects determine the carbon balance of a semiarid grassland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(4), 987-1000.
- Delgado-Balbuena, J., E. A. Yépez González, F. Paz Pellat, G. Ángeles Pérez, C. Aguirre Gutiérrez, M. S. Alvarado Barrientos, J. T. Arredondo, F. Ayala-Niño, S. H. Bullock, A. E. Castellanos, *et al.* 2019. Base de datos de flujos verticales de dióxido de carbono en ecosistemas terrestres y costeros en México. Programa Mexicano del Carbono (PMC) *Elementos para Políticas Públicas*, 2:2, 93-108.
- Diffenbaugh, N. S., C. H. Krupke, M. A. White and C. E. Alexander. 2008. Global warming presents new challenges for maize pest management. *Environmental Research Letters*, 3:4.
- Domínguez, F., P. Kumar and E. R. Vivoni. 2008. Precipitation recycling variability and ecoclimatological stability—A study using NARR Data. Part II: North American monsoon region. *Journal of Climate* 21, 5187-5203.
- Eamus, D., T. Hatton, P. Cook and C. Colvin. 2006. *Ecohydrology: Vegetation Function, Water and Resource Management*. CSIRO PUBLISHING.
- Eagleson, P. S. 1981. Report of the JSC study conference on land surface processes in atmospheric general circulation models. *World Meteorological Organization*, WCP46, Geneva, Switzerland.
- Ellison, D., C. E. Morris, B. Locatelli, D. Sheil, J. Cohen, D. Murdiyarso, V. Gutiérrez, M. van Noordwijk, I. F. Creed, J. Pokorny, D. Gaveau, D. V. Spracklen, A. B. Tobella, U. Ilstedt, A. J. Teuling, S. G. Gebrehiwot, D. C. Sands, B. Muys, B. Verbist, *et al.* 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. In *Global Environmental Change* (Vol. 43, pp. 51–61). <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- Figueroa-Espinoza, B., Z. M. Sánchez Mejía, J. M. Uuh Sonda, P. Salles, L. Méndez Barroso and H. A. Gutiérrez Jurado. 2021. Friction Velocity estimation using a 2D Sonic Anemometer in Coastal Zones. *Atmósfera*.
- González del Castillo, E., U. K. T. Paw and A. Sanchez Azofeifa. 2018a. Turbulence scales for eddy covariance quality control over a tropical dry forest in complex terrain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 249: 390-406.
- González del Castillo, E., A. Sanchez-Azofeifa, U. K. T. Paw, J. Gamon and M. Quesada. 2018b. Integrating proximal broadband vegetation indices and carbon fluxes to model gross primary productivity in a tropical dry forest. *Environmental Research Letters*, 13:065017.
- Griscom, B. W., J. Adams, P. W. Ellis, R. A. Houghton, G. Lomax, D. A. Miteva, W. H. Schlesinger, *et al.* 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (44) 11645-11650.
- Guevara-Escobar, A., E. González Sosa, M. Cervantes Jiménez, H. Suzán Azpiri, M. E. Queijeiro Bolaños, I. Carrillo Ángeles and V. H. Cambrón Sandoval. 2021. Machine learning estimates of eddy covariance carbon flux in a scrub in the Mexican highland. *Biogeosciences*, 18(2), 367-392.
- Hemes, K. S., B. R. K. Runkle, K. A. Novick, D. D. Baldocchi and C. B. Field. 2021. An ecosystem scale flux measurements strategy to assess Natural Climate Solutions. *Environmental Science & Technology*, 55(6), 3494–3504.
- Hidalgo-Sánchez, M., G. Ángeles Pérez, E. A. Yépez González, F. O. Plascencia Escalante, J. Delgado Balbuena and T. M. González Martínez. 2021. Evapotranspiración e intercambio de energía en un bosque templado de México. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(2), 490-537.
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, J. C. Rodríguez, J. Delgado Balbuena, J. R. Romo León, H. Celaya Michel and T. E. Huxman. 2016. Carbon and water fluxes in an exotic buffelgrass savanna. *Rangeland Ecology & Management*, 69:5, 334-341
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, T. Huxman, J. C. Rodríguez, R. Vargas, J. R. Romo León and J. A. Biederman. 2019. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: Implications for ecosystem carbon and water fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268, 269-278.
- Holwerda, F., M. S. Alvarado Barrientos and T. González. 2016. Surface energy exchange in a tropical montane cloud forest environment: flux partitioning, and seasonal and land cover-related variations. *Agricultural and Forest Meteorology* 228: 13-28.
- Holwerda, F., L. A. Bruijnzeel, V. L. Barradas and J. Cervantes. 2013. The water and energy exchange of a shaded coffee plantation in the lower montane cloud forest zone of central Veracruz, Mexico. *Agricultural and Forest Meteorology*: 173, 1-13.

- Holzer, J. M., M. C. Adamescu, F. J. Bonet García, R. Díaz Delgado, J. Dick, J. M. Grove, *et al.* 2018. Negotiating local versus global needs in the International Long Term Ecological Research Network's socio-ecological research agenda. *Environmental Research Letters*, 13(10).
- IPCC 2021. Sixth Assessment Report: AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis. (<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>). (Consultado: noviembre 10, 2021)
- Jasechko, S., Z. D. Sharp, J. J. Gibson, S. J. Birks, Y. Yi and P. J. Fawcett. 2013. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature* 496, 347-350.
- Le Quéré, C., R. M. Andrew, P. Friedlingstein, S. Sitch, J. Pongratz, A. C. Manning, J. I. Korsbakken, G. P. Peters, J. G. Canadell, R. B. Jackson, T. A. Boden, P. P. Tans, O. D. Andrews, V. K. Arora, D. C. E. Bakker, L. Barbero, M. Becker, R. A. Betts, L. Bopp, F. Chevallier, L. P. Chini, P. Ciais, C. E. Cosca, J. Cross, K. Currie, T. Gasser, I. Harris, J. Hauck, V. Haverd, R. A. Houghton, C. W. Hunt, G. Hurtt, T. Ilyina, A. K. Jain, E. Kato, M. Kautz, R. Keeling, F. Klein, K. Goldewijk, A. Körtzinger, P. Landschützer, N. Lefèvre, A. Lenton, S. Lienert, I. Lima, D. Lombardozzi, N. Metz, F. Millero, P. M. S. Monteiro, D. R. Munro, J. E. M. S. Nabel, S. I. Nakaoka, Y. Nojiri, X. A. Padin, A. Peregon, B. Pfeil, D. Pierrot, B. Poulter, G. Rehder, J. Reimer, C. Rödenbeck, J. Schwinger, R. Séférian, I. Skjelvan, B. D. Stocker, H. Tian, B. Tilbrook, I. T. van der Laan-Luijkx, G. R. van der Werf, S. van Heuven, N. Viovy, N. Vuichard, A. P. Walker, A. J. Watson, A. J. Wiltshire, S. Zaehle and D. Zhu. 2017. Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data Discussions*, 1-79.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, A. Robles Morua, G. Mascaro, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. Watts, J. Garatuz Payán, J. A. Saiz Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest. *Water Resources Research* 50, 3229-3252.
- Murray-Tortarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Murguía Flores, A. Anav, Y. Liu, *et al.* 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes." *Biogeosciences*. <https://doi.org/10.5194/bg-13-223-2016>.
- Pastorello, G., C. Trotta, E. Canfora, H. Chu, D. Christianson, Y. W. Cheah, *et al.* 2020. The FLUXNET2015 dataset and the ONEFlux processing pipeline for eddy covariance data. *Scientific data*, 7(1), 1-27.
- Plan Nacional de Desarrollo. 2019. Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024. Gobierno de México <https://presidente.gob.mx/plan-nacional-de-desarrollo-2019-2024/>. (Consultado: noviembre 10, 2021)
- Pérez-Ruiz, E. R., F. E. Vázquez Gálvez, Y. G. Hernández García, E. Flores Tavizon and A. Ortinez. 2021a. Temporal dynamics of carbon dioxide fluxes over Ciudad Juárez, Mexico. AGU Fall Meeting Abstracts.
- Pérez-Ruiz, E. R. E. R. Vivoni, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, D. J. Gochis, A. Robles-Morua, *et al.* 2021b. Landscape controls on water-energy-carbon fluxes across different ecosystems during the North American Monsoon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(5), e2020JG005809.
- Pielke, S. R. A. 2005. ATMOSPHERIC SCIENCE: Land Use and Climate Change. *Science*, 310(5754), 1625–1626. doi:10.1126/science.1120529
- Reichstein, M., M. Bahn, M. D. Mahecha, J. Kattge and D. D. Baldocchi. 2014. Linking plant and ecosystem functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (38): 13697–702.
- Reimer, J. J., R. Vargas, S. V. Smith, R. Lara Lara, G. Gaxiola Castro, J. M. Hernández Ayón, A. Castro, M. Escoto Rodríguez and J. Martínez Osuna. 2013. Air-sea CO₂ fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California current. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20319>.
- Rojas-Robles, N. E., J. Garatuz Payán, J. C. Álvarez Yépez, Z. M. Sánchez Mejía, R. Vargas and E. A. Yépez. 2020. Environmental controls on carbon and water fluxes in an old-growth tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(8), e2020JG005666.
- Rojas-Robles, N. E., E. A. Yépez, J. Garatuz Payán, M. Rivera, J. Madrigal, C. Coronel and R. Vargas. 2018. Carbon sequestration potential across a successional gradient of tropical dry forest in Northwestern Mexico. In *AGU Fall Meeting 2018*. AGU.
- Scholes R. J., M. Walters, E. Turak, H. Saarenmaa, C. H. R. Heip, É. Ó. Tuama, *et al.* 2012. Building a global observing system for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(1), 139–146.
- Tarin, T., E. A. Yépez, J. Garatuz Payán, J. C. Rodríguez, L. A. Méndez Barroso, C. J. Watts and E. R. Vivoni. 2020. Evapotranspiration flux partitioning at a multi-species shrubland with stable isotopes of soil, plant, and atmosphere water pools. *Atmósfera*, 33(4), 319–335.
- Tejada-Martínez, A. 1996. Sobre mediciones y parametrizaciones del balance energético y la estabilidad atmosférica en la Ciudad de México. Tesis para grado de Doctor en Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México. Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/72584>.
- Torres-Arreola, R. 2021. Efecto del cambio de uso de suelo a distintos manejos de cultivo de trigo en el balance hídrico en zonas semiáridas de Coahuila de Zaragoza. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Saltillo, México. 68 pp.

- Uuh-Sonda, J. M., H. A. Gutiérrez Jurado, B. Figueroa Espinoza and L. A. Méndez Barroso. 2018. On the ecohydrology of the Yucatan Peninsula: Evapotranspiration and carbon intake dynamics across an eco-climatic gradient. *Hydrological Processes*; 32: 2806–2828. <https://doi.org/10.1002/hyp.13230>.
- Vargas, R., E. A. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, *et al.* 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: the MexFlux network. *Atmósfera*, 26(3), 325-336.
- Vargas, R., D. Alcaraz Segura, R. Birdsey, N. A. Brunsell, C. O. Cruz Gaistardo, B. de Jong, *et al.* 2017. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of Mexico. *Carbon Management*, 8(1), 57-65.
- Vargas-Terminel, M. L., J. C. Rodríguez, C. A. Robles Zazueta, E. A. Yépez, R. Vargas, C. J. Watts and J. Garatuza Payán. 2016. Net carbon dioxide ecosystem exchange in contrasting mangroves from Northwest Mexico. En Paz, F. y R. Torres (Eds). 2016. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.
- Van Dam, B., P. Polsenaere, A. Barreras Apodaca, C. Lopez, Z. M. Sánchez Mejía, T. Tokoro, *et al.* 2021. Global trends in air-water CO₂ Exchange Over Seagrass Meadows Revealed by Atmospheric Eddy Covariance. *Global Biogeochemical Cycles*, 35(4).
- Velasco, E., S. Pressley, E. Allwine, H. Westberg and B. Lamb. 2005. Measurements of CO₂ fluxes from the Mexico City urban landscape. *Atmospheric Environment* 39(38), 7433-7446.
- Velasco, E., S. Pressley, R. Grivicke, E. Allwine, T. Coons, W. Foster, *et al.* 2009. Eddy covariance flux measurements of pollutant gases in urban Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(19), 7325-7342.
- Velasco, E., R. Perrusquia, E. Jiménez, F. Hernández, P. Camacho, S. Rodríguez, A. Retama and L. T. Molina. 2014. Sources and sinks of carbon dioxide in a neighborhood of Mexico City. *Atmospheric Environment* 97, 226-238.
- Verduzco, V. S., E. V. Vivoni, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, T. Tarin, J. Garatuza Payán, A. Robles Morua and V. Y. Ivanov. 2018. Climate change impacts on net ecosystem productivity in a subtropical shrubland of northwestern México. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. <https://doi.org/10.1002/2017jg004361>.
- Villarreal, S., R. Vargas, E. A. Yépez, J. S. Acosta, A. Castro, M. Escoto Rodríguez, *et al.* 2016. Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(2), 494-508.
- Villarreal, S., M. Guevara, D. Alcaraz Segura and R. Vargas. 2019. Optimizing an environmental observatory network design using publicly available data. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(7), 1812-1826.
- Villarreal, S. and R. Vargas. 2021. Representativeness of FLUXNET sites across Latin America. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(3).
- Wood, P. J., D. M. Hannah, P. Jonathan and J. P. Sadler. 2008. Hydroecology and ecohydrology: past, present and future. John Wiley & Sons. 464 p.

ALMACENES Y DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DE LOS SUELOS DE MÉXICO: INCERTIDUMBRE Y ESTADO ESTACIONARIO

STOCKS AND DYNAMIC OF ORGANIC CARBON IN SOILS OF MEXICO: UNCERTAINTY AND STATIONARY STATE

Fernando Paz-Pellat^{1†}, Alma Velázquez-Rodríguez², Aurelio Báez-Pérez³, Fernando Ayala-Niño⁴, Bruno Chávez-Vergara⁴, Gilberto Vela-Correa⁵, Helena Cotler-Ávalos⁶, Sara Covaleda-Ocón⁷, José Cueto-Wong³, Ben de Jong⁸, Fernando de León-González⁵, Jorge Etchevers-Barra⁹, Mariela Fuentes-Ponce⁵, Felipe García-Oliva⁴, Lucila González-Molina³, Armando Guerrero-Peña⁹, Mario Guevara-Santamaría⁴, Jorge Herrera-Silveira¹⁰, Claudia Hidalgo-Moreno⁹, Antoine Libert-Amico¹¹, Jorge Mendoza-Vega⁸, Blanca Prado-Pano⁴, Julio César Rodríguez¹², Víctor Salas-Aguilar¹³, Zulia Sánchez-Mejía¹⁴, Vinisa Saynes-Santillán⁹, Claudia Teutli-Hernández⁴, Rodrigo Vargas¹⁵, Enrico Yépez-González¹⁴

¹ Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Estado de México, México.

² Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

³ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México.

⁴ Universidad Nacional Autónoma de México, México.

⁵ Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, Ciudad de México.

⁶ Centro GEO, Ciudad de México, México.

⁷ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁸ El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

⁹ Colegio de Postgraduados, México.

¹⁰ CINVESTAV-IPN, Mérida, Yucatán, México.

¹¹ Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México.

¹² Universidad Autónoma de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

¹³ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

¹⁴ Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

¹⁵ University of Delaware, Newark, Delaware, USA.

† Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El carbono orgánico de los suelos (COS) es uno de los almacenes más importantes de los ecosistemas terrestres, por lo que la estimación de este almacén y sus flujos (dinámica) en México permite la generación de escenarios de intervención para analizar el impacto de políticas públicas, además de dar soporte a la implementación de mercados del carbono o similares para incentivar esquemas de manejo mejorado los suelos para incrementar sus almacenes o reducir emisiones de gases efecto invernadero. En este trabajo se analizan los métodos de estimación de almacenes en el país y se propone un esquema generalizado para el uso de datos multi-fuente, bajo el principio de conservación de la incertidumbre, con el uso del método del Kriging indicador Bayesiano o de geoestadística multi-punto, donde los métodos de aprendizaje de máquina son incorporados en el esquema. Adicionalmente, se revisa la hipótesis de estado estacionario utilizada en los modelos de la dinámica del COS y se propone el uso de la saturación potencial del COS para el desarrollo de métricas para definir la lejanía o cercanía al estado estacionario para poder usar modelos de la dinámica del COS.

Palabras clave: estimación de almacenes de carbono; Kriging indicador Bayesiano; aprendizaje de máquina; modelos de dinámica; saturación potencial del carbono orgánico de los suelos.

ABSTRACT

Soil organic carbon (SOC) is one of the most important stocks of terrestrial ecosystems, so the estimation of this stock and its flows (dynamics) in Mexico allows the generation of intervention scenarios to analyze the impact of public policies, in addition to supporting the implementation of carbon markets or similar instruments to encourage improved soil management schemes to increase carbon stocks or reduce greenhouse gas emissions. In this paper, the methods for estimating carbon stocks in the country are analyzed and a generalized scheme for the use of multi-source data is proposed, under the principle of conservation of uncertainty, with the use of the Bayesian indicator Kriging or geostatistics multi-point method, where machine learning methods are incorporated into the scheme. Additionally, the steady state hypothesis used in the SOC dynamics models is reviewed and the use of the concept of SOC potential saturation is proposed for the development of metrics to define the distance or proximity to the steady state in order to be able to use models of the SOC dynamics.

Keywords: carbon stock estimation; Bayesian indicator Kriging; machine learning; dynamics models; soil organic carbon potential saturation.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico de los suelos (COS) muestra un gran potencial para el secuestro de carbono (FAO, 2017), motivo por el cual se han planteado diferentes iniciativas internacionales para incrementar los almacenes y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), tales como: iniciativa 4x1000 (Lal, 2016; MAAF, 2015; Minasny *et al.*, 2017), agricultura climáticamente inteligente (Banco Mundial-CIAT-CATIE, 2014) y RecSoil (FAO, 2018, 2019, 2020a y b), entre otras, orientadas hacia los suelos agrícolas. Aunque existen diversos ejercicios sobre el potencial de secuestro de COS con diferentes prácticas de manejo o cambios de uso del suelo (*e.g.* The World Bank, 2012a y b), la dinámica del COS, particularmente los almacenes subterráneos del carbono, presentan grandes retos para su entendimiento (Vargas *et al.*, 2013). La necesidad de modelar la dinámica del COS permite generar escenarios para evaluar acciones y programas de políticas públicas y de implementación de opciones de intervención con prácticas mejoradas (Lal, 2009).

El uso de modelos de la dinámica del COS, tales como el Century (Parton *et al.*, 1988) y el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), después de su parametrización, son herramientas que permiten fundamentar estrategias de implementación de acciones de intervención para el secuestro de carbono o reducción de emisiones de CO₂. En lo particular, el modelo RothC requiere de información fácilmente disponible, por lo que se ha usado ampliamente en las

iniciativas internacionales (*e.g.* FAO, 2020a) y para el caso de México en experimentos de corto plazo (<20 años) con resultados medianamente satisfactorios al producir subestimaciones y sobreestimaciones (González-Molina *et al.*, 2010, 2018, 2020). Adicionalmente, algunos modelos simples de la dinámica del COS (IPCC, 2006; Ogle *et al.*, 2005) se han utilizado en los inventarios nacionales GEI (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010), generando fuertes diferencias en las emisiones del almacén suelo, con relación a los resultados oficiales a nivel de país (CONAFOR-SEMARNAT, 2014, 2015, 2020a y b) lo que plantea la necesidad de un análisis fundamentado en la información y el conocimiento, sin sesgos y en forma transparente y documentada. Particularmente la cuantificación de la incertidumbre en las estimaciones debe considerarse como prioritaria, además de la interoperabilidad en la información (Vargas *et al.*, 2017).

La fusión de datos-modelos (Wang *et al.*, 2009) es una estrategia que permite la incorporación de información y conocimiento, estableciendo guías para su uso conjunto. La información e incertidumbre, pueden analizarse bajo dos enfoques complementarios. En la teoría generalizada de la información (Klir, 2006) o GIT (*Generalized Information Theory*), la incertidumbre se conceptualiza como una deficiencia de información (incompleta, imprecisa, fragmentada, no confiable, vaga, contradictoria) y plantea la expansión de la teoría clásica de probabilidad al relajar los requerimientos de aditividad y de límites claros entre clases, para integrar diversas teorías (*e.g.* probabilidades imprecisas,

conjuntos borrosos, capacidades, etc.). Pese al potencial de la teoría generalizada para caracterizar la incertidumbre y sus elementos, este trabajo se restringe a la teoría de la probabilidad, con algunas extensiones bajo el Teorema de Bayes y otras conceptualizaciones, dado su uso predominante en la estimación de emisiones GEI (IPCC, 2006). Por otro lado, en la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) o GTU (*Generalized Theory of Uncertainty*), se conceptualiza a la incertidumbre como un atributo de la información. La información es vista en términos de restricciones generalizadas en los valores que toman las variables. Cualquier restricción que se introduzca (*e.g.* usar conocimiento) reduce la incertidumbre y se considera una fuente de información. Este marco teórico permite la integración de conocimiento para reducir la incertidumbre de la información.

El contexto de este trabajo se basa en el Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México (Paz-Pellat *et al.*, 2019a), realizado por el Programa Mexicano del Carbono (PMC). La parte de los suelos se incluyó en el reporte (Paz-Pellat *et al.*, 2019b) para poder sintetizarlo, en términos de estimaciones del COS, a escala de país. Como parte de la preparación hacia el Segundo Reporte, en este trabajo se analizan los elementos constitutivos para el desarrollo de una estrategia hacia el objetivo planteado de generar escenarios, científicamente sólidos, para evaluar diferentes opciones de manejo, además de los efectos del cambio climático y perturbaciones antropogénicas (Covaleda *et al.*, 2016, 2018, 2019).

Información, estimaciones y modelos: alcances y limitaciones

Información del COS y otras propiedades

En lo general, la mayoría de la información disponible en México respecto al carbono del suelo, se refiere al carbono orgánico total y la textura del suelo (Etchevers, 2013). En mediciones relativamente recientes, realizadas con auto analizadores, no se hace una diferenciación entre el carbono orgánico e inorgánico y solo se mide el total, por lo que se introduce una fuente de incertidumbre no evaluada, que requiere considerarse en futuras estimaciones del COS.

La información disponible de mediciones de COS está asociada a diferentes tipos de muestreo (soporte

geométrico en términos geoestadísticos). Por ejemplo, los muestreos del INEGI (2004) se basan en perfiles de suelo, con un soporte geométrico entre 5 y 10cm a diferentes profundidades (estratos). CONAFOR (2009) utiliza transectos en una de sus unidades de muestreo y presentan un soporte geométrico de superficie de alrededor de 15 m x 15 m, dos transectos perpendiculares de 15m que se interceptan en el centro, cuando fueron analizadas en laboratorio las muestras colectadas en espaciamientos de dos metros en los transectos o corresponde a un soporte geométrico entre 5 y 10 cm, cuando solo se colecto en el punto central del sitio de muestreo. Algo similar ocurre con los datos de SEMARNAT-CP (2002), con soporte geométrico de 20x20x20cm. Por otro lado, FAO-SAGARPA (2012) colectaron muestras de suelo usando dos líneas de muestreo en zigzag, en una parcela agrícola (dimensiones no conocidas). Los diferentes soportes geométricos no pueden compararse entre sí y requieren el uso de técnicas multiescalar para que sean interoperables (Paz-Pellat *et al.*, 2010). En las bases de datos más antiguas del COS, la localización geográfica de los muestreos tiene alta incertidumbre. Por ejemplo, se estima que el error de los muestreos de perfiles del INEGI (2004) es de ± 250 m, para muestras de antes de 1998 y de ± 10 m para el periodo posterior, reduciéndose el error en muestreos más actuales a ± 5 m. Para los datos de CONAFOR, el error de posición geográfica varía entre ± 10 m (primer inventario) y ± 5 m para los posteriores, los errores están asociados a los cambios en la tecnología de los GPS. Para el caso de los datos de SEMARNAT-CP (2002) se estima que tienen un error geográfico de ± 30 m. Estas incertidumbres deben considerarse en las estimaciones del COS. De los análisis realizados por Paz-Pellat *et al.* (2010), el error asociado a diferentes soportes geométricos de muestreo es muy importante y debe considerarse en las estimaciones, de otra manera presentarán un sesgo y alta incertidumbre.

Una de las limitaciones de las bases del COS en México, tales como la del INEGI (2004), es que las campañas de muestreo corresponden a diferentes años (Figura 1). Aunque hay bases de datos (CONAFOR y SEMARNAT-CP) con periodos cortos de muestreo para coberturas nacionales. Se reconoce que esta limitación es común para las bases de COS que reportan los países en las bases de datos internacionales (Batjes *et al.*, 2017).



Figura 1. Años de las campañas de muestreo realizadas en México para la integración de la base de datos del COS por el INEGI (2004).

Las variaciones temporales del COS en tiempos cortos son difíciles de estimar (Post *et al.*, 2001), por lo que las campañas nacionales de muestreo entre 2 y 4-5 años son confiables para el uso conjunto de las mediciones, pero debe tenerse precaución para cambios de uso del suelo contrastantes (*e.g.* de bosque a cultivo), ya que los cambios de corto plazo pueden ser importantes (IPCC, 2006). Asimismo, la incertidumbre asociada a las mediciones y su extrapolación a nivel nacional puede ser mucho más grande que la diferencia aparente entre los resultados de las distintas campañas de muestreo (Guevara *et al.*, 2020a).

Desde la perspectiva de la suficiencia de información, casi todas las mediciones del COS en México están incompletas (falta de datos de densidad aparente y fragmentos gruesos), especialmente en lo que se refiere al momento de pasar de datos de concentración (g C kg^{-1} suelo) a datos de densidad (t C ha^{-1}), lo que puede conducir a sobreestimaciones importantes del COS (Poeplau *et al.*, 2017) y hace indispensable el desarrollo de técnicas precisas y no sesgadas para estimar los datos faltantes.

Para la implementación de modelos de la dinámica del COS, el PMC ha generado bases de datos a nivel nacional, resolución espacial de 250 m (Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2017; Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2018; entre otros). Asimismo, se encuentran disponibles públicamente bases de datos de mediciones del COS

y otras propiedades (Paz-Pellat y Ortiz-Solorio, 2019; Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2018; entre otros).

Estimaciones nacionales del COS

Paz-Pellat *et al.* (2016) presentan una síntesis de las diferentes estimaciones nacionales del COS realizadas en México hasta el 2016. Una actualización de los métodos utilizados sería: a) métodos de imputación de COS a clases de uso del suelo y vegetación o USyV (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010; Paz-Pellat *et al.*, 2019b) y su distribución a profundidad (Paz y Etchevers, 2016); b) métodos geoestadísticos (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2014; Segura *et al.*, 2004) usando la técnica Kriging y la base de datos de SEMARNAT-CP y, c) métodos de aprendizaje de máquina o ML (*Machine Learning*), los cuales representan las estimaciones más actuales (Guevara *et al.*, 2020c; Guevara y Vargas, 2021).

En el caso de los mapas nacionales generados por el proceso de imputación del COS (media y varianza) a clase de USyV (*sensu* INEGI), la Figura 2 muestra los resultados para la profundidad de 0 a 30 y 0 a 100cm, con el uso de la base de datos del INEGI actualizada hasta la fecha de generación de los mapas (2007). Desafortunadamente, por falta de bases de datos independientes e interoperables, no se generaron métricas de incertidumbre y se desconoce su precisión.

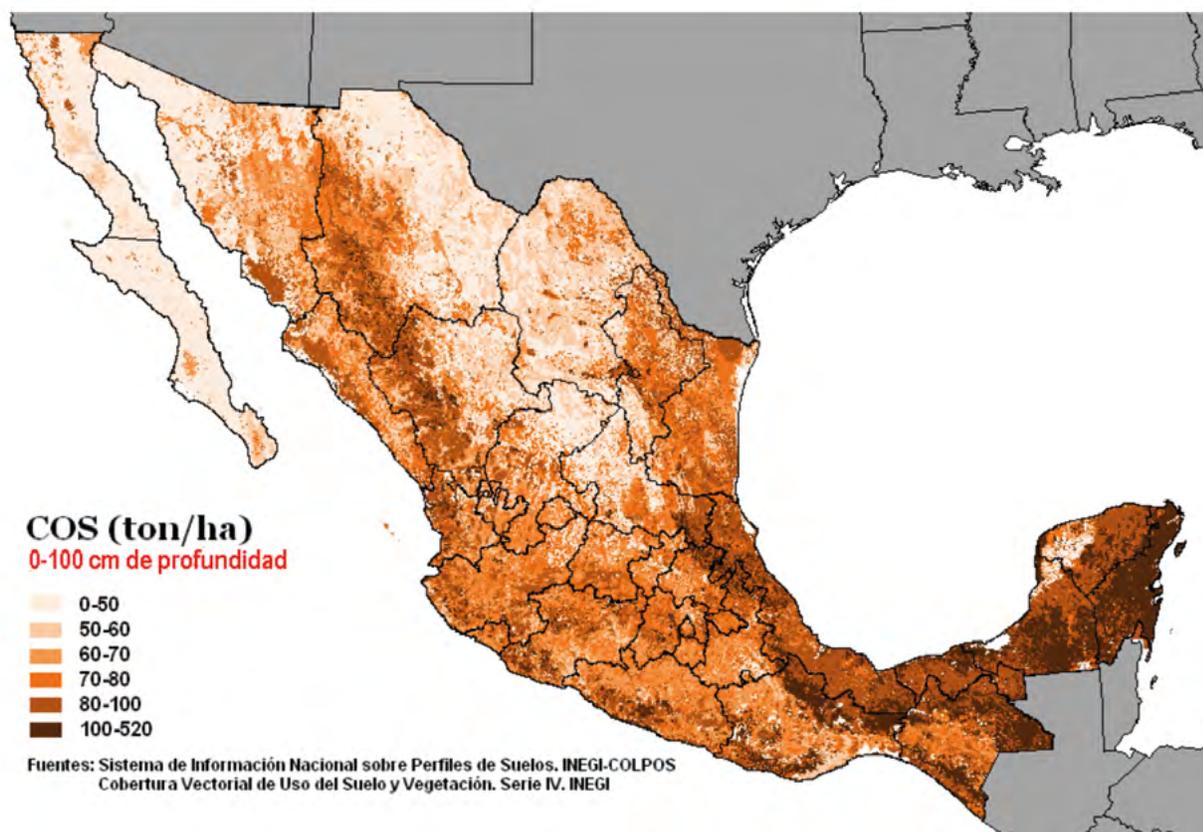
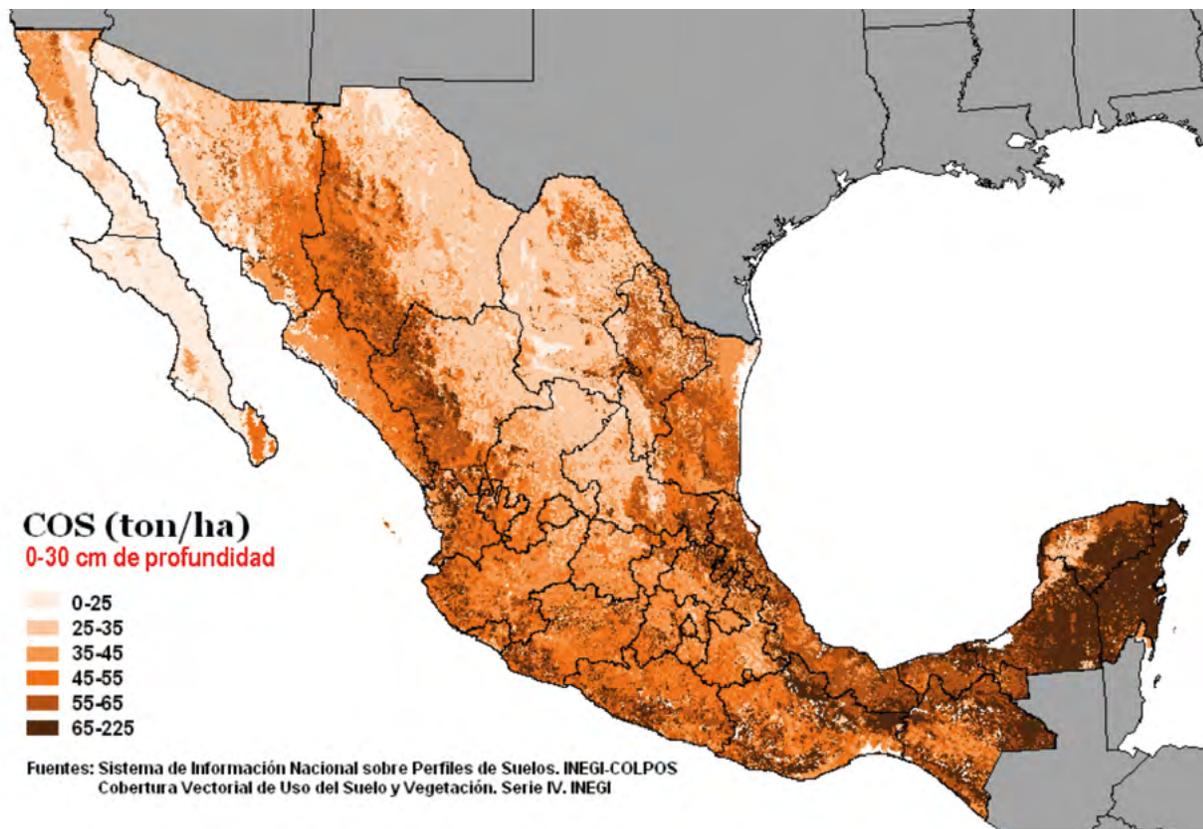


Figura 2. Distribución espacial del COS a la profundidad de 0 a 30 cm y 0 a 100 cm para el año base 2007.

El uso de clases de USyV para imputar los datos medidos del COS se basa en que los ingresos de carbono (mantillo y raíces) condicionan los valores del almacén, aunque esto es dependiente del estado de equilibrio (estado estacionario) de la dinámica de la vegetación.

El uso de técnicas de Kriging ordinario y sus variantes de la teoría geoestadística (Chiles y Delfiner, 2012; Goovaerts, 1997), tiene el inconveniente de suavizar las estimaciones, ya que tiene un dominio

de atracción Gaussiano que simetriza y generalmente sobreestima los valores, se considera que un valor grande tiene una fuerte influencia en los resultados, dado que el Kriging es un estimador global, debido al uso de funciones de covarianza o variogramas a escala global. La Figura 3 muestra un mapa de la distribución del COS en México, en donde se observa que los valores altos del COS influyen en que las estimaciones circundantes adopten también valores altos.

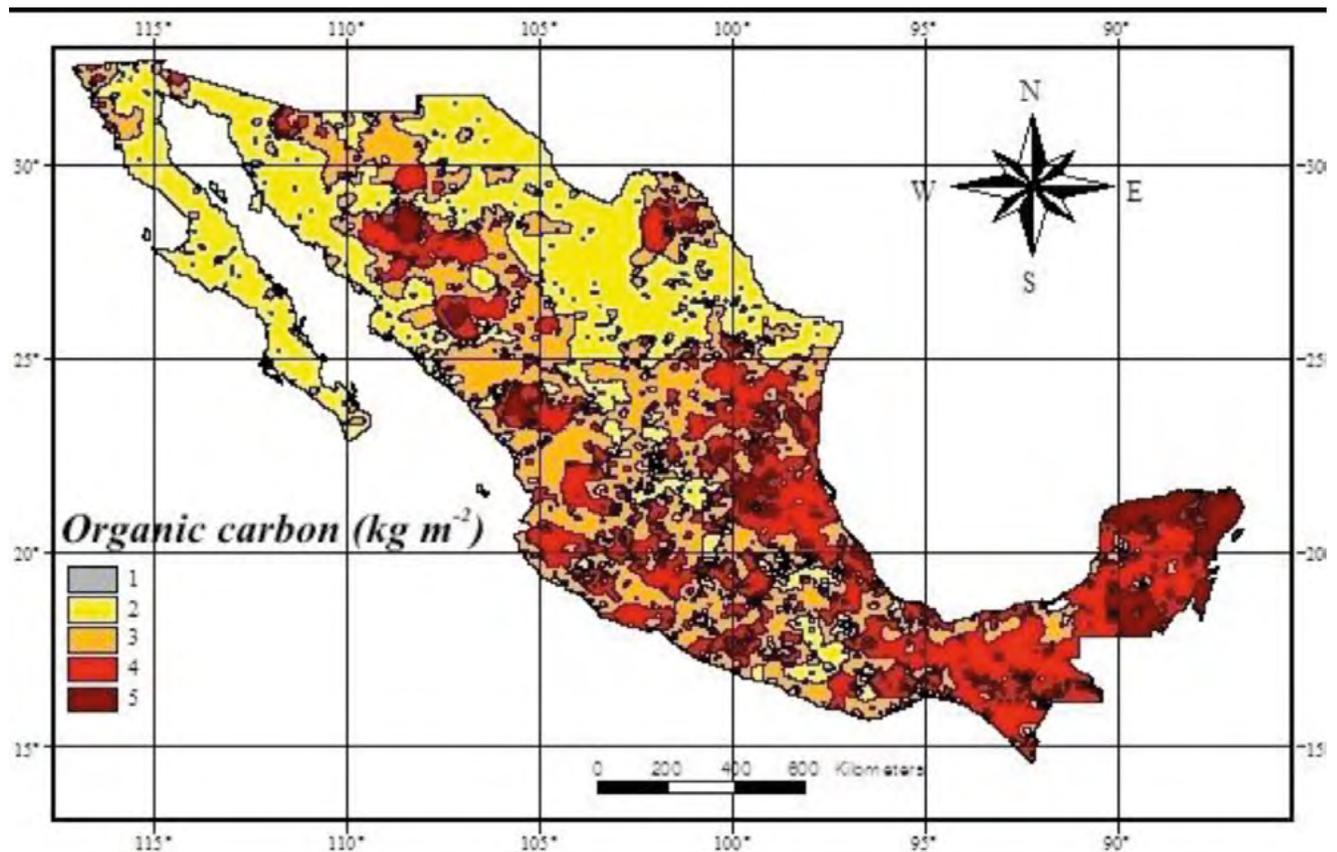


Figura 3. Mapa de la distribución, 0 a 20 cm de profundidad, del COS en México. Fuente: Etchevers *et al.* (2006).

El uso de métodos de ML en la generación de mapas digitales de suelos o MDS, es relativamente reciente con numerosas aplicaciones (Guevara *et al.*, 2018; Ramcharan *et al.*, 2018; Wadoux *et al.*, 2020). En México se han aplicado estos métodos para realizar estimaciones (con incertidumbres asociadas) del COS, con estimaciones indirectas incluidas de la densidad aparente y fragmentos gruesos, a nivel nacional a la profundidad de 0 a 30 cm (Guevara *et al.*, 2020c) y 0 a 100 cm (Guevara y Vargas, 2021). Los mapas

generados están disponibles públicamente (Guevara *et al.*, 2020b; Guevara y Vargas, 2020a), incluidas las métricas de incertidumbre. La FAO (2018) discute la implementación de este tipo de métodos, considerando el uso de software para tal fin.

En la Figura 4 se muestran los resultados de las estimaciones para México y Estados Unidos, mediante el uso de métodos de ML (Guevara *et al.*, 2020c), lo que pone en perspectiva su incertidumbre.

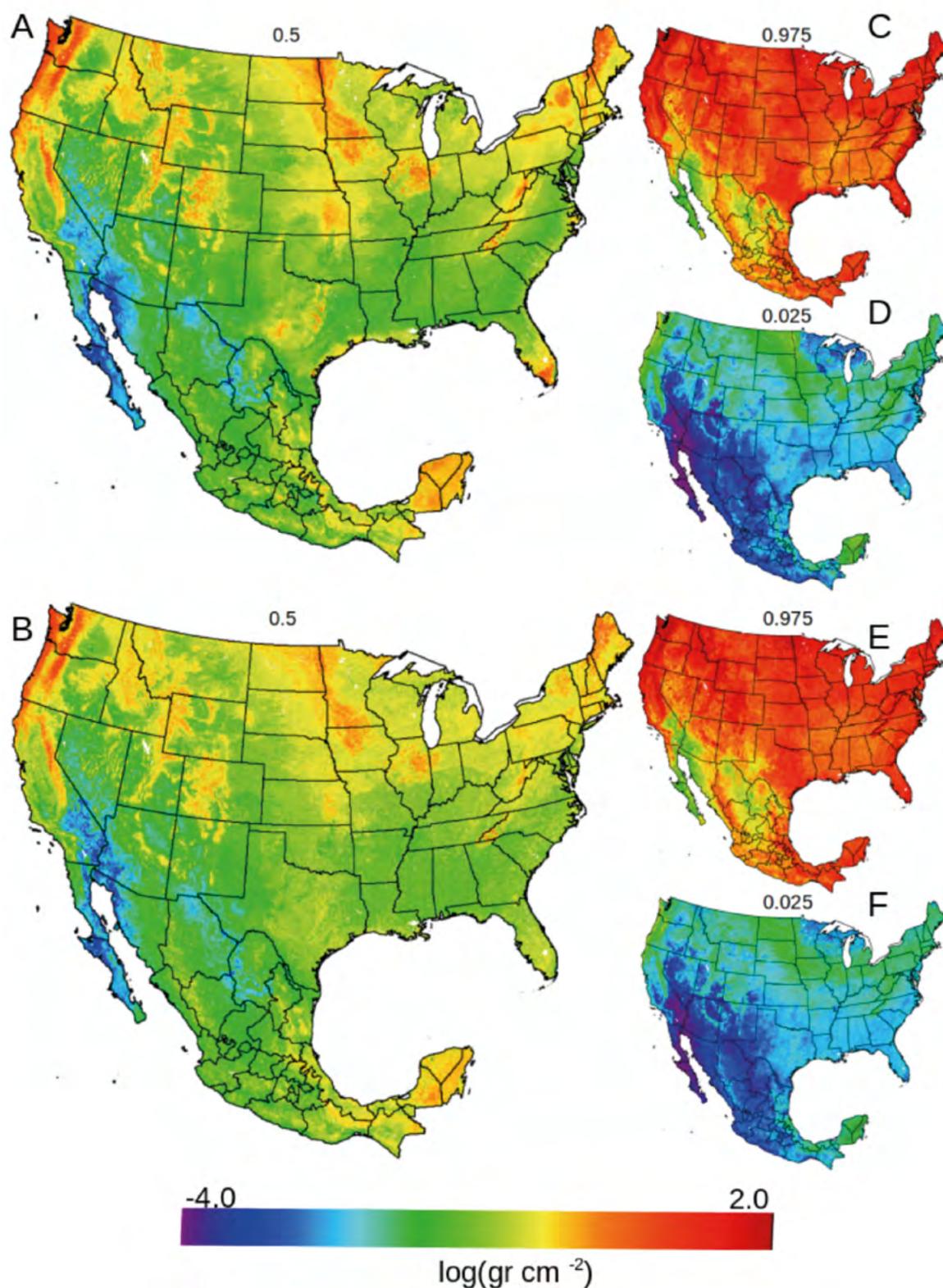


Figura 4. Predicciones espaciales del COS a intervalos de incertidumbre del 95% derivados de regresiones percentiles. (A) conjunto completo de covariados de Soil Grids 250 m (158 covariados) y (B) uso de los mejores covariados correlacionados. Los pequeños mapas (C y E), con intervalos de predicción, superior (0.975) e inferior (0.0265), derivados de la distribución completa condicional del CO a la respuesta de los modelos de la dinámica del COS y su parametrización e hipótesis intrínsecas. Fuente: Guevara *et al.* (2020).

La generación del COS a nivel nacional no es suficiente para el desarrollo de escenarios de intervención, por lo que es necesario el acoplamiento de modelos con los datos generados, de tal forma que el condicionamiento del uso del modelo define los requisitos de información requerida en las estimaciones, lo que generalmente se considera *a posteriori*. Modelos como el RothC se han propuesto para implementación a escala regional (FAO, 2020a), por lo que la discusión de este apartado se centrará principalmente en ese modelo.

El modelo RothC está constituido de cinco almacenes del COS: material de plantas susceptible de descomposición (DPM, por sus siglas en inglés), material de plantas resistente (RPM), biomasa microbiana (BIO), materia orgánica humificada (HUM) y materia orgánica inerte (IOM). Estos almacenes son “virtuales” y de cinéticas de primer orden (lineales). El almacén IOM es inerte al ataque biológico, con un tiempo medio de residencia de 50 000 años. Para inicializar el RothC, así como otros modelos, es necesario conocer los valores de carbono orgánico (CO) de todos los almacenes, más los ingresos o I (mantillo y raíces) de CO al suelo. Sin esta información, el proceso de inicialización de los modelos se hace con simulaciones inversas (hacia el pasado), para estimar I y resto de los almacenes (Dimassi *et al.*, 2018; Foereid *et al.*, 2012; Ludwig *et al.*, 2010) bajo la hipótesis de que el COS se encuentra en estado estacionario (ganancias = pérdidas). La propuesta de invertir el modelo para estimar I, conocido el IOM, se ha utilizado en diferentes aplicaciones o iniciativas (FAO, 2020a; Gottschalk

et al., 2012; Meersmans *et al.*, 2013). El uso de la hipótesis de estado estacionario del COS inicial sin validarla genera errores importantes en las estimaciones de los modelos (Foereid *et al.*, 2012; Sanderman y Baldock, 2010), en donde la estimación de I es la mayor fuente de incertidumbre (Ludwig *et al.*, 2010). Para estimar I, es necesario conocer el IOM, dado que (COS-IOM) debe usarse para la estimación. Aun cuando existen propuestas para estimar IOM en función de la textura del suelo (Falloon *et al.*, 1998; Körschens *et al.*, 1998; Paz *et al.*, 2016; Rühlmann, 1999), no tienen fundamento, ya que el IOM es independiente de la textura. En las propuestas de Rühlmann (1999) y Paz *et al.* (2016) la textura del suelo define límites en términos generales, por lo que puede utilizarse bajo esta consideración. Una alternativa al uso de la textura, es contemplar estrato secuencias (perfil del COS a diferentes profundidades) para estimar el COI (carbono orgánico inerte) para diferentes tipos y grupos de vegetación en México *sensu* INEGI (Paz y Etchevers, 2016).

La simulación inversa de los modelos del COS para estimar algunos de los parámetros requeridos resulta en el problema de equifinalidad, por lo que es difícil de usar en calibraciones (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014). La equifinalidad plantea que pueden obtenerse resultados iguales al usar diferentes modelos (diferentes estructuras) o conjunto de parámetros en un mismo modelo (Beven y Freer, 2001; Marschmann *et al.*, 2019). La Figura 5 muestra diferentes condiciones iniciales para obtener un mismo COS inicial (*e.g.* Caruso *et al.*, 2018).

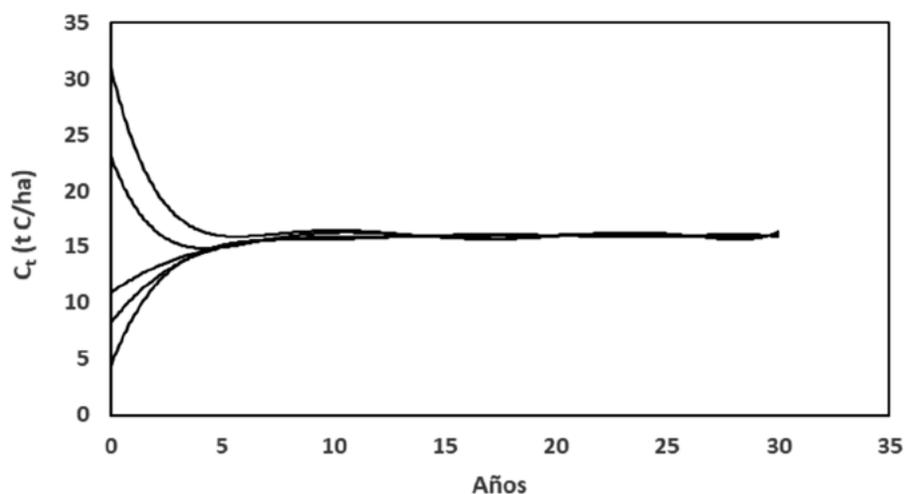


Figura 5. Diferentes condiciones para la convergencia en un valor único del carbono orgánico total (C_t).

El requerimiento de la hipótesis de estado estacionario se utiliza en modelos más simples (IPCC, 2006; Ogle *et al.*, 2005) y, en México, constituye la base de los Modelos de Estados y Transiciones o METs (Covaleda *et al.*, 2016, 2019). Para definir un estado estacionario del COS es necesario, al menos conocer una métrica al respecto o contar con dos mediciones del COS en tiempos diferentes. Un panorama de la dinámica del COS dada su dependencia del I es analizar series temporales de USyV en el pasado, pero en México esta posibilidad está acotada por la escala disponible de los mapas (1:250 000) de tal manera que es necesario generar mapas de USyV al menos a la escala 1:50 000 para este fin (Paz *et al.*, 2020). El valor del COS (Ct) asociado a los cambios de uso del suelo y vegetación,

tiene asociado al menos dos procesos simultáneos (absorción por el nuevo uso y descomposición por el uso anterior), por lo que los patrones temporales (Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020) requieren de conocer el tiempo en el que ocurrió el cambio, lo que se puede aproximar con el uso de mapas de USyV de mayor detalle.

En la Figura 6 se muestran los resultados de la aplicación del modelo RothC en experimentos de corto y medio plazo (< 20 años) en México, con la hipótesis de estado estacionario y la estimación de IOM con el uso de la textura del suelo (Falloon *et al.*, 1998), en donde se observa que para valores bajos del COS los resultados son buenos, pero no así para valores medios y altos.

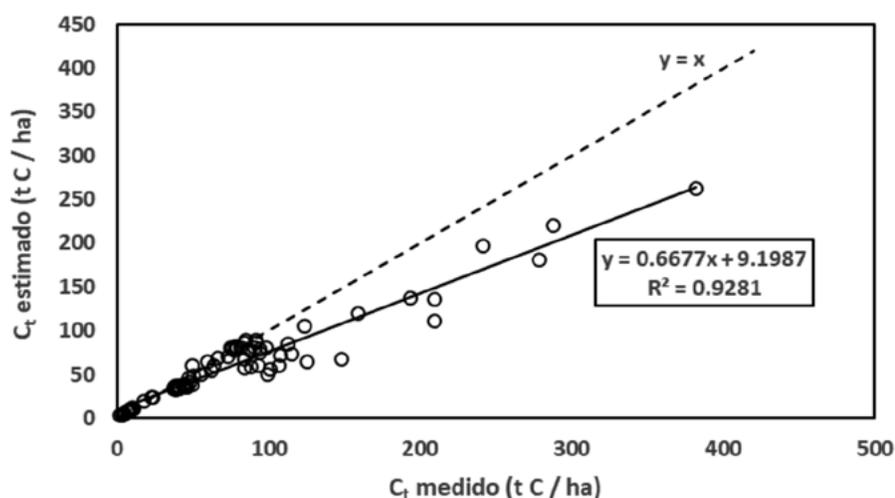


Figura 6. Resultados de la aplicación del modelo RothC para el caso de mediciones promedio.

Una alternativa interesante para establecer métricas relativas al estado estacionario, es usar el concepto de saturación del COS (Carter *et al.*, 2003; Gulde *et al.*, 2008; Matus *et al.*, 2016; Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2007) de modo que el valor de COS no cambia al aumentar I. Diferentes autores proponen relaciones en COS a saturación, con la textura del suelo, por lo que es posible usar este enfoque, aunque la evidencia experimental no muestra relaciones únicas (Feng *et al.*, 2013; Hassink, 1997; Matus, 2021). Paz *et al.* (2016) proponen relaciones entre la textura y el COS máximo aparentemente saturado y el COS mínimo (aparentemente el COI) por tipos de USyV de México, por intervalo de variación y métricas asociadas, para el máximo y 0 para el mínimo, lo que puede usarse

para establecer qué tan cerca o lejos se está del estado estacionario, bajo el supuesto de que el COS máximo y el COS mínimo, están en este estado.

Hacia una estrategia armonizada para el segundo reporte del PMC

Mapas del COS e incertidumbres

Para armonizar los diferentes métodos de generación de mapas del carbono orgánico de los suelos, en lo siguiente se presentan los métodos de ML y geoestadística indicador Bayesiana, en donde este último se utiliza para fusionar ambos enfoques.

Métodos de aprendizaje automático (ML).

Los métodos de ML están orientados a la búsqueda de estructuras de relaciones lineales o no lineales, libres de hipótesis estadísticas con el uso de covariados, variables indirectas relacionadas con el COS para extraer patrones que reduzcan las métricas de incertidumbre definidas. Al respecto se ha utilizado una gran variedad de covariados (Grunwald, 2009; Lamichhane *et al.*, 2019; Rasel *et al.*, 2017), con diferentes marcos conceptuales de los cuales los principales para definir covariados son cuatro (Ma *et al.*, 2019): primero, el Modelo CLORPT de Jenny (1941) de los factores formadores del suelo (S), el cual se planteó producir conocimiento:

$$S = f(cl, o, r, p, t) \tag{1}$$

en donde cl = clima, o = organismos, r = relieve, p = material parental y t = tiempo.

El segundo modelo es de SCORPAN de McBratney *et al.* (2003):

$$S = f(s, c, o, r, p, a, n) \tag{2}$$

en donde S son atributos o propiedades del suelo, s es el suelo u otro atributo del suelo o clases, c = clima, o = organismos, incluida la vegetación, r = topografía (relieve), p = material parental, a = edad o tiempo, n = localización espacial o posición geográfica.

Cabe destacar que el modelo SCORPAN no se formuló para explicar la formación del suelo, sino que se trata de un modelo que es pragmático, que permite predecir propiedades del suelo o sus clases.

En tercer lugar, se encuentra el Modelo STEP-AEWBH (Grunwald *et al.*, 2011), en donde la propiedad o atributo del suelo (SA) es:

$$SA = f(s, t, e, p - a, e, w, h) \tag{3}$$

donde s = propiedad auxiliar del suelo, t = topografía, e = propiedades ecológicas, p = material parental, a = propiedades atmosféricas, w = propiedades hídricas, b = propiedades bióticas y h = forzamientos inducidos por humanos.

Finalmente, se encuentra el Modelo de Simonson (1959), para la evolución de los tipos de suelos:

$$S = f(\text{adición, remoción, traslocación, transformación}) \tag{4}$$

La necesidad de considerar conocimiento pedológico en los métodos de ML se ha enfatizado por diversos autores (Grunwald, 2009; Ma *et al.*, 2019; Wadoux *et al.*, 2020), lo cual se ha llevado a cabo agregando pseudo puntos de conocimiento experto (Hengl *et al.*, 2017) en la base de datos utilizada. El uso de mapas edafológicos permite extraer conocimiento de la cartografía de una propiedad o atributo del suelo (Bui, 2004; Ma *et al.*, 2019).

Generalmente, los métodos de ML no consideran la auto-correlación espacial, aunque al incorporar las coordenadas geográficas de los puntos de los covariados incorporan esta información en términos genéricos (Wadoux *et al.*, 2020). Por otro lado, los resultados definidos por métodos de ML enfatizan generalmente métricas de precisión y no las incertidumbres asociadas, por lo cual para establecer métricas de incertidumbre se han utilizado resultados de modelos múltiples disjuntos con diferentes conjuntos de covariados o modelos y técnicas de regresión de cuantiles, las cuales tienen algunas limitaciones.

Tal como se discutió anteriormente, en la Figura 1 los datos del COS de México y otras partes del mundo, tienen un amplio intervalo de medición por lo que es necesario implementar consideraciones espacio-tiempo en las estimaciones de los métodos de ML (Heuvelink *et al.*, 2020).

Los métodos de ML se han enfocado en el nuevo conocimiento (Bui, 2016; Molnar *et al.*, 2010; Wadoux *et al.*, 2020), para lo que resulta crítica la selección de covariados que sean plausibles en función del marco conceptual que se utilice y requiere del dominio del uso dado a ML (Roscher *et al.*, 2020). Wadoux *et al.* (2019) destacan que se pueden generar resultados precisos similares a los de ML con el uso de covariados que no tengan algo que ver con las propiedades o atributos del suelo definidos, por lo que es necesario tener precaución con los resultados.

Un aspecto crítico en el uso de métodos de ML es la interpretación y explicación de los resultados obtenidos (Molnar *et al.*, 2010; Roscher *et al.*, 2020; Wadoux *et al.*, 2020) que son función de los covariados, algoritmos usados y parámetros definidos internamente por los métodos ML, limitando su transparencia (modelos tipo caja negra). Esto también es aplicable a métodos de aprendizaje profundo (Deep learning; LeCun *et al.*, 2015). El uso de covariados plausibles y congruentes con el marco conceptual adoptado en un formato de planteamiento de hipótesis, define un camino a la utilización de ML.

Métodos de geoestadística indicador Bayesiana.

La FAO (2018) ha propuesto el Kriging de regresión, además de métodos de ML, para uso en la generación de mapas de COS. Este tipo de Kriging tiene limitaciones importantes al no considerar covariados y otro tipo de conocimiento.

El problema de estimación espacial de la

geoestadística puede ponerse como la determinación de los pesos λ_i para estimar la variable Z en el punto X_0 (Figura 7):

$$Z^*(X_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(X_i) \quad (5)$$

en donde el uso del signo * significa valor estimado (sin información).

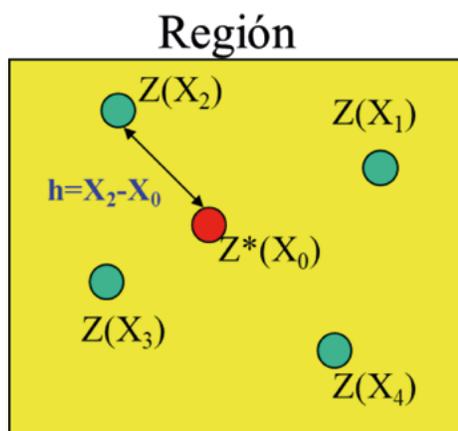


Figura 7. Problema de estimación geoestadístico.

Para determinar los pesos λ_i se utilizan funciones de estructura las cuales son momentos estadísticos de segundo orden de la distribución bivariada

$Z(x)-Z(x+h)$ (Figura 8), de variables separadas entre sí a una distancia h cualquiera:

$$\text{Variograma: } 2\gamma(h) = E[\{Z(X) - Z(X + h)\}^2] \quad (6)$$

$$\text{Covariograma: } C(h) = E[Z(X)Z(X + h)] - E[Z(X)]E[Z(X + h)] \quad (7)$$

donde $E[\]$ es el operador de esperanza matemática promedio. Los diferentes modelos *teóricos* de covariogramas y variogramas se encuentran en Chiles y Delfiner (2012).

En esencia, las funciones variograma y covariograma hacen operativo el concepto de que muestras cercanas al punto de estimación tienen mayor correlación que las alejadas.

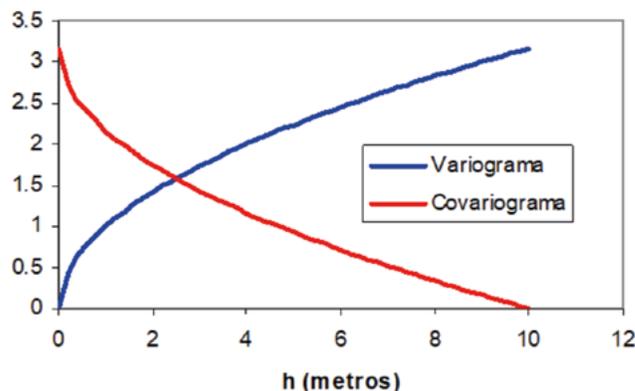


Figura 8. Función variograma y covariograma.

El problema de estimación denominado técnica Kriging en geoestadística se plantea como:

$$\text{Minimizar } E\{[Z(X) - Z^*(X)]^2\} \quad (8)$$

$$\text{Sujeto a } \sum \lambda_i = 1$$

La solución del sistema 4 produce estimaciones precisas con varianza de estimación mínima e insesgadas, $E[Z^*(X)] = E[Z(X)]$, cumpliendo los requisitos del IPCC (2006). En caso de desconocimiento de la media del proceso, la solución del sistema 8 se denomina Kriging ordinario (KO).

Un problema similar de estimación, lo constituye el uso de una variable indirecta $Y(X)$ correlacionada con la de interés, en el sistema Co-Kriging ordinario, el cual estima los pesos de acuerdo con:

$$Z^*(X_0) = \sum_{i1=1}^{n1} \lambda_{i1} Z(X_{i1}) + \sum_{i2=1}^{n2} \lambda_{i2} Y(X_{i2}) \quad (9)$$

que al igual que en el Kriging ordinario, los pesos se obtienen usando un sistema similar al 8.

La desventaja del Co-Kriging es que requiere del conocimiento de los auto-variogramas de $Z(X)$ y $Y(X)$ y los variogramas cruzados entre $Z(X)$ y $Y(X)$, lo que limita sus aplicaciones dados los requerimientos de información.

Los interpoladores Kriging, y Co-Kriging, tienen la propiedad de que son exactos; esto es, la estimación en un punto donde existe una medición, genera el valor medido. Estos interpoladores son del tipo global ya que usan la información de toda la región de interés, sin discriminarla en valores particulares y generalmente producen estimaciones suavizadas y sobre estimaciones que no representan la variabilidad del fenómeno bajo estudio; además de que los errores de estimación son dependientes de la configuración geométrica del muestreo (Goovaerts, 1997). Según Journal (1983) un problema asociado a las técnicas Kriging es que su dominio de atracción es Gaussiano lo que introduce simetrías en forma intrínseca.

El uso del Kriging y sus variantes, aparte del dominio de atracción Gaussiano, produce estimaciones que no consideran lo local; es decir, usa el mismo proceso para valores altos de la variable de interés en zonas de influencia pequeñas; por ejemplo, mediciones del COS debajo de árboles y valores bajos en zonas de influencia altas; por ejemplo, mediciones del COS entre arbustos/ árboles en la sabana. Por esta razón, los valores altos “pepitas de oro” generan sobre estimaciones marcadas

al influenciar los valores alrededor de los *datos fuera del promedio*.

Para realizar estimaciones tipo local y no lineales, Journal (1983) propuso el uso de funciones indicadores:

$$I_{z_i(X)} = \begin{cases} 1, & \text{si } Z(X) \leq z_i \\ 0, & \text{si } Z(X) > z_i \end{cases} \quad (10)$$

donde z_i representa un valor umbral definido. El uso de funciones indicadores es utilizado por el Kriging indicador (Journal, 1983) para el sistema:

$$\text{Minimizar } E\{[I(X) - I^*(X)]^2\} \quad (11)$$

$$\text{Sujeto a } \sum \lambda_i = 1$$

El uso de variogramas indicadores permite la estimación de la distribución de probabilidad completa en un punto dado (Figura 9) no sólo el promedio.

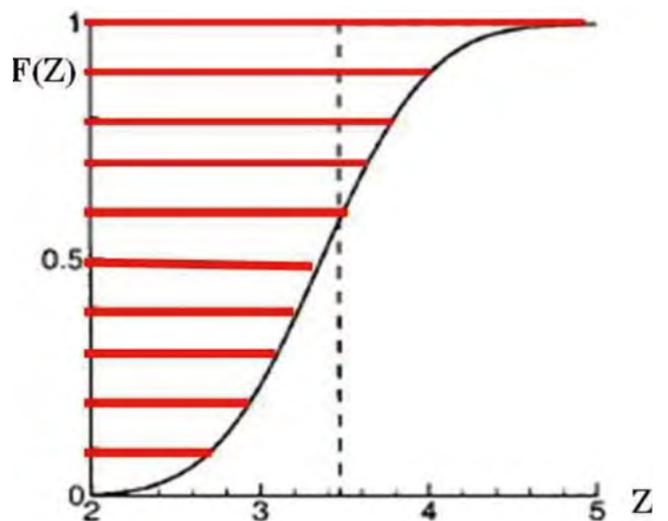


Figura 9. Estimación de la distribución de probabilidad de una variable en un punto dado, al discretizar los valores de Z para diferentes valores z_i y construir indicadores.

Con el uso del enfoque de funciones indicadoras, Journal (1986) propuso el Kriging blando para integrar información *dura* que son mediciones de la variable de interés con *blanda* que son mediciones indirectas con otras variables correlacionadas o covariados a través del Co-Kriging indicador, con mayores requerimientos de información que el sistema normal, tales como auto-variogramas y variogramas cruzados indicadores.

Alabert (1987), bajo la perspectiva del Teorema de Bayes, planteó el desarrollo del (Co-) Kriging

indicador Bayesiano, como un esquema para integrar información blanda, a través de un proceso de actualizar probabilidades *a priori*, con nueva información para estimar probabilidades *a posteriori*.

Para caracterizar la incertidumbre con el uso de covariados, se definen las probabilidades p_1 y p_2 , las cuales pueden estimarse como se muestra en la Figura 10. La información de la decisión se captura por la función $B(z_i) = p_1 - p_2$, $p_1 > p_2$ si $p_1 = 1$ ($p_2 = 0$), entonces $B(z_i) = 1$ y la relación entre $Z(X)$ y $Y(X)$ es una relación lineal perfecta. Si $p_1 = p_2$, entonces $B(z_i) = 0$ y no existe una relación (coeficiente de determinación = 0) entre $Z(X)$ y $Y(X)$.

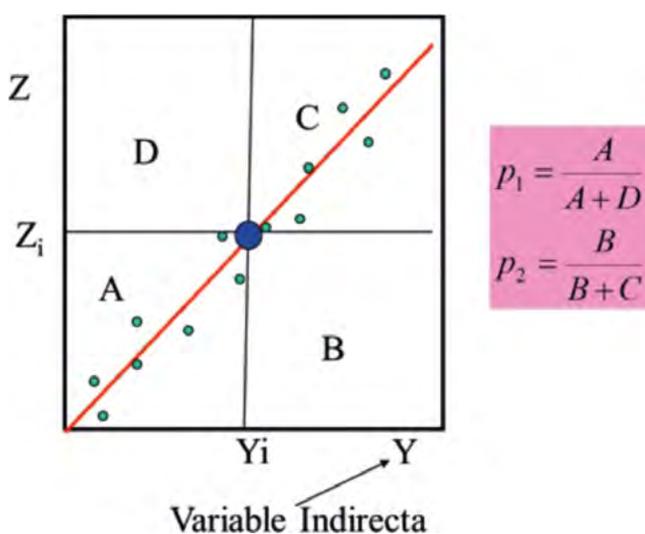


Figura 10. Estimación de las probabilidades p_1 y p_2 , donde A, B, C y D se refieren al conteo de los datos en cada área rectangular definida.

Las estimaciones del Kriging indicador Bayesiano (KiB) requieren de un sistema Co-Kriging, el cual puede simplificarse con el uso de diferentes hipótesis Markov-Bayes (Journel, 1999).

El uso del Kriging indicador Bayesiano necesita que las variables medidas, directas e indirectas que sean formateadas en forma adecuada (Zhu y Journel, 1993). La información blanda, marco de la teoría de probabilidad clásica puede representar: (a) un intervalo de valores, (b) condición de valores menores o iguales a valor, (c) condición de valores mayores a un valor, (d) una distribución de probabilidad asociada a un tipo o clase. Desde la perspectiva de la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) los diferentes formatos de los datos para el KiB, definen restricciones basadas en conocimiento que se deben cumplir, por lo que el

conocimiento se introduce en formato probabilístico, aun cuando es posible utilizar otras formulaciones (Klir, 2006).

En geoestadística se contempla el uso de simulaciones estocásticas condicionadas de funciones indicadoras (Alabert, 1987) como una forma equivalente a realizar estimaciones de distribuciones de probabilidad usando Kriging indicador. Al igual que el Kriging, las simulaciones son condicionadas a los datos duros y blandos para reproducir la incertidumbre asociada.

El uso de información blanda multi-fuente puede analizarse mediante el KiB o simulaciones en forma desintegrada, o bien agregando las fuentes de información blanda covariada en una sola fuente (e.g. resultados de métodos ML). Desde esta perspectiva, los métodos de ML pueden ser en un análisis exploratorio para definir covariados (Bui, 2016). En lo general, el uso de métodos de ML puede integrarse en el KiB como otra fuente más de datos y con incertidumbre asociada, función $B(z)$, lo que amplía su uso.

En la generación de mapas del COS es práctica común mezclar datos con diferentes fechas de muestreo (Guevara *et al.*, 2020b), por lo que no se considera al tiempo en forma explícita. Las estimaciones espacio-tiempo con técnicas geoestadísticas, es una práctica relativamente común (Kyriakidis y Journel, 1999; Montero *et al.*, 2015), en donde el tiempo se considera en las funciones de estructura espacio-tiempo (Kyriakidis y Journel, 1999). Los desarrollos que se muestran para las técnicas geoestadísticas espaciales pueden expandirse sin mayor problema al caso de las estimaciones en espacio-tiempo con el KiB.

La teoría geoestadística discutida previamente, se basa en estadísticas de dos puntos separados por una distancia h cualquiera, por lo que está limitada a momentos de segundo orden tal como el variograma y covariograma y, por lo tanto, no puede reproducir estadísticas multi-punto (MP) (Journel, 2005). La extensión de las estadísticas de dos puntos a las multi-punto permite definir medidas de conectividad entre objetos (Krishman y Journel, 2003) para reproducir en mejor forma un determinado paisaje o agrupación de objetos. El problema con la geoestadística MP es que requiere información que difícilmente está disponible en las aplicaciones. Ante esta limitación se ha propuesto el uso de imágenes de entrenamiento (e.g. mapas de USyV o tipos de suelo o propiedades del suelo; Bui, 2004) para extraer la información para la caracterización MP y realizar simulaciones estocásticas

condicionadas (Journal, 2005; Ortiz y Deutsch, 2004). Con la integración de información blanda multi-fuente (Journal, 2002) usando la hipótesis de permanencia de las razones de actualización asociadas al Teorema de Bayes es posible incorporar esta información en las simulaciones estocásticas MP (Liu *et al.*, 2005; Ortiz y Deutsch, 2004).

Una limitación, para el caso de las estimaciones geoestadísticas MP del COS, es que los mapas de USyV son dinámicos; aunque es posibles utilizar los tipos de suelos y sus propiedades asociadas para reproducir los patrones espaciales y temporales del COS en los objetos caracterizados.

Dinámica del COS y estado estacionario

Para entender la propuesta de cuantificar el estado estacionario del COS, es necesario introducir el modelo COLPOS (Paz *et al.*, 2016) de la distribución del carbono orgánico por tamaño de las fracciones físicas del suelo, bajo la condición de dispersión total del suelo. La Figura 11 muestra la distribución del carbono orgánico total (C_t), el particulado (C_p) y el órgano mineral (C_m), donde $C_p = C_t - C_m$. El COI es el carbono orgánico inerte y C_{50} es el carbono orgánico asociado a la fracción arcilla más limo.

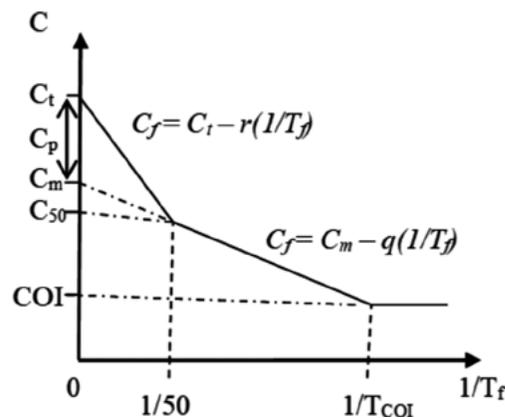


Figura 11. Distribución del carbono orgánico por fracciones (C_f) con relación al tamaño de las fracciones (T_f) del modelo COLPOS.

El almacén órgano-mineral tiene una capacidad C_{SM} (saturación potencial del carbono órgano-mineral) y el particulado C_{SP} (saturación potencial del carbono orgánico particulado).

En términos de un suelo particular, fraccionamiento físico, la relación entre el carbono orgánico particulado y el total está dado por $C_p = C_t - C_m$ (Figura 11).

La Figura 12, caso de estudio que se discute en Paz *et al.* (2016) muestra que a medida que la vegetación está menos perturbada, es decir en estado natural o cercano a él, la pendiente de las líneas rectas tiende a 1.0 y el intercepto con el eje C_t es mayor. Al incrementarse C_t , C_p se incrementa (el total). Las relaciones lineales pueden plantearse como:

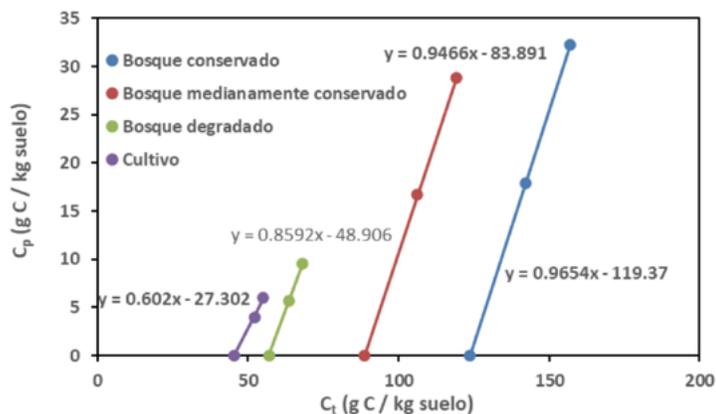


Figura 12. Relación experimental entre C_p y C_t de las fracciones de C_p para andosoles con diferentes grados de perturbación y uso del suelo.

$$C_p = -A + BC_t \quad (13)$$

donde los parámetros A y B están definidos como;

$$\frac{A}{B} = C_{50} \quad (14)$$

$$B = \frac{C_p}{C_t - C_{50}} = \frac{C_t - C_m}{C_t - C_{50}} \quad (15)$$

La relación A/B define el punto de intersección de las líneas rectas con el eje C_t . La pendiente B mide el grado de saturación de los suelos, en donde un valor cercano a 1.0 implica que los almacenes órgano-mineral y particulado no tienen capacidad para absorber más C. En esta situación $C_{SM} = C_{50}$.

En la Figura 13 se muestra un análisis preliminar de la base de datos de suelos mexicanos, con dispersión total, discutidos en Paz *et al.* (2016).

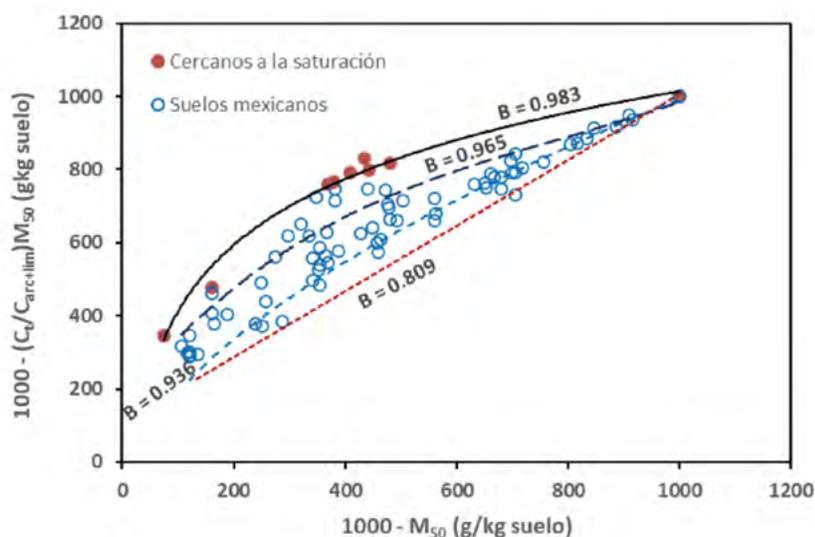


Figura 13. Relación experimental textura y la relación $C_t/C_{arc+lim}$, en donde se muestran suelos mexicanos cercanos a la saturación, además de otros valores.

De acuerdo con la Figura 13, si se conoce la textura del suelo y la razón C_t/C_{50} , es posible conocer el valor de B y evaluar la cercanía o alejamiento al estado estacionario ($B = 1.0$). Desde el punto de vista de conocimiento de dominio y las discusiones previas, un modelo conceptual general para estimar el COS consiste de dos pasos. El primero es estimar el potencial de saturación del carbono órgano-mineral para una clase de USyV, para una textura del suelo y, el segundo, consiste estimar la razón C_t/C_{50} . Para las aplicaciones de generar escenarios es necesario el desarrollo de un modelo de la dinámica del COS que se parametrizó con los datos definidos.

COMENTARIOS FINALES

Los elementos propuestos para el desarrollo de una estrategia y su marco teórico y metodológico, plantea una hoja de ruta para nuevos desarrollos y

requerimientos de información para la implementación de modelos de generación de escenarios de acciones de intervención o de otro tipo.

La versión metodológica de uso del Kriging indicador Bayesiano, permite la integración de información multi-fuente, incluida la generada por métodos de aprendizaje de máquinas, lo que permite un marco teórico general para armonizar diferentes enfoques en uso. Asimismo, el planteamiento de la saturación de almacenes del carbono orgánico para definir el estado estacionario del COS permite la parametrización directa de modelos de la dinámica del COS y el uso de modelos como RothC sin hipótesis implícitas.

Un punto importante de considerar es la superficie de los suelos en México, ya que las estimaciones consideran el área proyectada sobre una superficie horizontal y no la asociada a la orografía del país.

La consideración de la escala en las estimaciones del COS no se abordó en este trabajo, pero forma parte de las líneas de desarrollo a explorar en el futuro.

LITERATURA CITADA

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions using Hard and Soft Information. MSc Thesis. Stanford University. Stanford, CA.
- Banco Mundial, CIAT y CATIE. 2014. Agricultura climáticamente inteligente en México. Serie de perfiles de agricultura climáticamente inteligente para América Latina. Washington, D.C. 12 p.
- Batjes, N. H., E. Ribeiro, A. van Oostrum, J. Leenaars, T. Hengl and J. M. de Jesús. 2017. WoSIS: providing standardized soil profile data for the world. *Earth System Science Data* 9:1-14.
- Beven, K. and J. Freer. 2001. Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *J. Hydrol* 249:11-2.
- Bui, E. N. 2004. Soil survey as a knowledge system. *Geoderma* 120:17-26.
- Bui, E. N. 2016. Data-driven critical zone science: a new paradigm. *Science of Total Environment* 568:587-593.
- Carter, M. R., D. A. Angers, E. G. Gregorich and M. A. Bolinder. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci* 83:11-23.
- Caruso, T., F. T. De Vries, R. D. Bardgett and J. Lehmann. 2018. Soil organic carbon dynamics matching ecological equilibrium theory. *Ecology and Evolution* 8:11169-11178.
- Chiles, J. P. and P. Delfiner. 2012. *Geostatistics, Modeling Spatial Uncertainty*. Second Edition. John Wiley and Sons. Inc New Jersey. 726 p.
- Coleman, K. and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. pp.237-246. *In*: Powlson D. S., P. Smith and J. U. Smith (eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin.
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2014. National Forest reference emission level proposal Mexico. Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 48 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2015. National Forest reference emission level proposal Mexico (modified version). Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 68 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020a. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016). Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 101 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020b. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016), Anexo Metodológico. Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 94 p.
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34:97-112.
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* 24: e2401897. DOI:10.21829/myb.2018.2401897
- Covalada-Ocón, S., F. Paz-Pellat, A. Ranero-Puig, M. I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez, B. de Jong, J. D. Etchevers-Barra y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: Estado de Chiapas. pp. 573-602. *En*: Paz-Pellat, F., 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.
- Cruz-Cárdenas, G., L. López-Mata, C. A. Ortiz-Solorio, J. L. Villaseñor, E. Ortiz, J. T. Silva and F. Estrada-Godoy. 2014. Interpolation of Mexican soil properties at a scale of 1:1,000,000. *Geoderma* 213:29-35.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010. 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., 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. Distrito Federal, México. 119 p.
- de Jong, B., O. Masera, R. D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontin, 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.
- Dimassi, B., B. Guenet, N. P. A. Saby, F. Munoz, M. Bardy, F. Millet and M. P. Martin. 2018. The impacts of century model initialization scenarios on soil organic carbon dynamics simu-

- lation in French long-term experiments. *Geoderma* 311:25-36.
- Etchevers, J. D. 2013. Estado actual de la investigación de los almacenes de carbono en México. pp. 27-31. En: Paz, F., M. Bazán y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México.*
- Etchevers, J. D., O. Maser, C. Balbontín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez and C. Ortiz. 2006. Soil carbon sequestration in Mexico and Central America (Biome A). p.p. 119-146. *In: R. Lal., C., C. Cerri., M. Bernoux., J. Etchevers and E. Cerri (eds.). Carbon Sequestration in Soils of Latin America. The Haworth Press, Inc. New York, USA.*
- Falloon, P., P. Smith, K. Coleman and S. Marshall. 1998. How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model? *Soil Biology and Biochemistry* 32:433-436.
- FAO. 2017. Soil organic carbon, the hidden potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 90 p.
- FAO. 2018. Soil Organic Carbon Mapping Cookbook. Second Edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 180 p.
- FAO. 2019. Recarbonization of global soils. A tool to support the implementation of the Koronivia joint work on agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 12 p.
- FAO. 2020a. Technical Specifications and Country Guidelines for Global Organic Carbon Sequestration Potential Map (GSOCseq). 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. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. 140 p.
- FAO-SAGARPA. 2012. Línea Base del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales, Subíndice de Uso Sustentable del Suelo – Metodología de Cálculo. México. 53 p.
- Feng, W., A. F. Plante and J. Six. 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. *Biogeochemistry* 112:81-93.
- Foerid, B., P. H. Bellamy, A. Holden and G. J. D. Kirk. 2012. On the initialization of soil carbon models and its effects on model predictions for England and Wales. *European Journal of Soil Science* 63:32-41.
- González-Molina, L., E. Espitia-Rangel, J. Pineda-Pineda, E. Muñoz-Reyes, M. G. Irizar-Garza y A. Ayala-Garay. 2020. Potencial de secuestro de carbono orgánico en quinua simulado con el modelo RothC-26.3. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 11:789-799.
- González-Molina, L., J. D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y J. M. González-Camacho. 2010. El uso potencial del modelo RothC-26.3 en inventarios nacionales de carbono orgánico del suelo en México. pp: 229-248. En: García-Oliva F. y M. B. Turrión Nieves (eds.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos. SIFyQA Ministerio de Ciencia e Innovación, Salamanca, España.*
- González-Molina, L., M. Acosta-Mireles, F. Carillo-Anzures y A. Rueda-Sánchez. 2018. Simulación de los cambios de carbono orgánico del suelo en especies tropicales arbóreas con el modelo RothC 26.3. *Interciencia* 43:269-274.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation.* Oxford University Press. New York, USA. 488 p.
- Gottschalk, P., J. U. Smith, M. Wattenbach, J. Bellarby, E. Stehfest, N. Arnell, T. J. Osborn, C. Jone and P. Smith. 2012. How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? *Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. Biogeosciences* 9:3151–3171.
- Grunwald, S. 2009. Multi-criteria characterization of recent digital soil mapping and modeling approaches. *Geoderma* 152:195-207.
- Grunwald, S., J. A. Thompson and J. L. Boettinger. 2011. Digital soil mapping and modeling at continental scales: finding solutions for global issues. *Soil Science Society of America Journal* 75:1201-1213.
- Guevara, M. and R. Vargas. 2020a. Soil organic carbon estimates and uncertainty at 1-m Depth across Mexico. 1999-2009. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. DOI: <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1754>
- Guevara, M. y R. Vargas. 2021. Predicción de carbono orgánico en los suelos de México a un metro de profundidad y 90m de resolución espacial. *Terra Latinoamericana* 39:1-19.
- Guevara, M., C. Arroyo, N. Brunzell, C. O. Cruz, G. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D. Hayes, T. Hengl, A. Ibelle, K. Johnson, B. de Jong, Z. Libohova, R. Llamas, L. Nave, J. L. Ornelas, F. Paz, R. Ressler, A. Schwartz, A. Victoria, S. Wills and R. Vargas. 2020c. Soil organic carbon across Mexico and the conterminous United States (1991-2010). *Global Biogeochemical Cycles* 34: e2019GB006219. DOI:10.1029/2019GB006219
- Guevara, M., C. E. Arroyo-Cruz, N. Brunzell, C. O. Cruz-Gaisardo, G. M. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D. J. Hayes, T. Hengl, A. Ibelle, K. Johnson, B. de Jong, Z. Libohova, R. Llamas, L. Nave, J. L. Ornelas, F. Paz, R. Ressler, A. Schwartz, S. Wills and R. Vargas. 2020b. Soil Organic Carbon Estimates for 30-cm Depth, Mexico and Conterminous USA, 1991-2011. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. DOI: <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1737>
- Guevara, M., G. Federico-Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar-Duarte, C. Arellano-Hernández, G. E. Arévalo, C. E. Arro-

- yo-Cruz, A. Bolivar, S. Bunning, N. Bustamante-Cañas, C. O. Cruz-Gaistardo, F. Dávila, M. Dell-Acqua, A. Encina, H. Figueredo-Tacona, F. Fontes, J. A. Hernández-Herrera, A. R. Ibelle-Navarro, V. Loayza, A. M. Manueles, F. Mendoza-Jara, C. Olivera, R. Osorio-Hermosilla, J. Rodríguez-Rodríguez, R. Roopnarine, A. Rosales-Ibarra, K. A. Rosales-Riveiro, G. A. Schulz, A. Spence, G. M. Vásquez, R. R. Vargas and R. Vargas. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil* 4:173-193.
- Gulde, S., H. Chung, W. Amelung, C. Chang and J. Six. 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pools dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:605-612.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191:77-87.
- Hengl, T., J. Mendes-de Jesus, G. B. M. Heuvelink, M. Ruiperez-Gonzalez, M. Kilibarda, A. Blagotic, W. Shangguan, M. N. Wright, X. Geng, B. Bauer-Marschallinger, M. A. Guevara, R. Vargas, R. A. MacMillan, N. H. Batjes, J. G. B. Leenaars, E. Ribeiro, I. Wheeler, S. Mantel and B. Kempen. 2017. Soil-Grids250m: global gridded soil information based in machine learning. *Plos One* 12: e0169748. DOI: 10.1371/journal.pone.0169748
- Heuvelink, G. B. M., M. E. Angelini, L. Poggio, Z. Bai, N. H. Batjes, R. van den Bosch, D. Bossio, S. Estella, J. Lehmann, G. F. Olmedo and J. Sanderman. 2020. Machine learning in space and time for modelling soil organic carbon change. *Soil Science*. DOI: 10.1111/ejss.12998
- INEGI. 2004. Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.2. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/> (Consulta: marzo 12, 2020).
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *In: Eggleston H. S., 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.
- Jenny, H. 1941. Factors of soil formation. A System of Quantitative Pedology. McGraw Hill. USA. 119 p.
- Journel, A. G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468.
- Journel, A. G. 1986. Constrained interpolation and qualitative information – the soft kriging approach. *Mathematical Geology* 18:269-286.
- Journel, A. G. 1999. Markov models for cross-covariances. *Mathematical Geology* 31:955-964.
- Journel, A. G. 2002. Combining knowledge from diverse sources: an alternative to traditional independence hypotheses. *Mathematical Geology* 34:573-596.
- Journel, A. G. 2005. Beyond covariance: the advent of multiple-point geostatistics. pp. 225-233. *In: Lewangthong O. and C.V. Deutsch (eds.)*. Geostatistics Banff 2004. Springer. Netherlands.
- Klir, G. J. 2006. Uncertainty and Information: Foundations of Generalized Information Theory. John Wiley and Sons. Inc. 1551 p.
- Körschens, M., A. Weigel and E. Schulz. 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk* 161:409-424.
- Krishnan, S. and A.G. Journel. 2003. Spatial connectivity: from variogram to multiple-point measures. *Mathematical Geology* 35:915-925.
- Kyriakidis, P. and A. G. Journel. 1999. Geostatistical space-time models: review. *Mathematical Geology* 31:651-684.
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60:158-169.
- Lal, R. 2016. Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation* 71:20A-25A.
- Lamichhane, S., L. Kumar and B. Wilson. 2019. Digital soil mapping algorithms and covariates for soil organic carbon mapping and their implications: a review. *Geoderma* 352:395-413.
- LeCun, Y., Y. Bengio and G. Hinton. 2015. Deep learning. *Nature* 521:436-444.
- Liu, Y., A. Harding, R. Gilbert and A. Journel. 2005. A workflow for multiple-point geostatistical simulation. pp. 245-254. *In: Lewangthong, O. and C.V. Deutsch (eds.)*. Geostatistics Banff 2004. Springer. Netherlands.
- Ludwig, B., H. Kellin, N. Lingan and L. Xuejun. 2010. Modelling the dynamics of organic carbon in fertilization and tillage experiments in the North China Plain using the Rothamsted Carbon Model-initialization and calculation of C inputs. *Plant soil* 332: 193-206.
- Ma, Y., B. Minasny, B. P. Malone and A. B. McBratney. 2019. Pedology and digital soil mapping (DSM). *European Journal of Soil Science* 70:216-235.
- MAAF. 2015. The 4 0/00 initiative. Ministry of Agri-food and Forestry of France, France. <https://www.4p1000.org/>. (Consulta: marzo 28, 2020).
- Marschmann, G. L., H. Pagel, P. Kögler and T. Streck. 2019. Equifinality, sloppiness, and emergent structures of mechanistic soil biogeochemical models. *Environmental Modelling and software*. DOI: 10.116/j.envsoft.2019.104518
- Matus, F. 2021. Fine silt and clay content are the main factor defining maximal C and N accumulation in soils: a meta-analysis. *Scientific Reports* 11: 6438. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>
- Matus, F., E. Garrido, C. Hidalgo, F. Paz, J. Etchevers, C. Merino

- and A. Báez. 2016. Carbon saturation in the silt and clay particles in soils with contrasting mineralogy. *Terra Latinoamericana* 34:311-319.
- McBratney, A. B., M. L. Mendonca-Santos and B. Minasny. 2003. On digital soil mapping 17:3-52.
- Meersmans, J., M. P. Martin, E. Lacerre, T. G. Orton, S. De Baets, M. Gourrat, N. P. A. Saby, J. Wetterlind, A. Bispo, T. A. Quine and D. Arrouays. 2013. Estimating soil carbon input in France: an inverse modelling approach. *Pedosphere* 23:422-436.
- 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. Paldarian, K. Paustian, G. Pan, L. Poggio, I. Savin, V. Stolbovov, 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.
- Molnar, C., G. Casalicchio and B. Bisch. 2010. Interpretable machine learning – a brief history, state-of-the-art and challenges. Department of Statistics, LMU Munich, Germany.
- Montero, J. M., G. Fernández-Avilés and J. Mateu. 2015. Spatial and spatio-temporal geostatistical modeling and Kriging. John Wiley and Sons Ltd. United Kingdom. 357 p.
- Ogle, S. M., F. J. Breidt and K. Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72:87-121.
- Ortiz, J. M. and C. V. Deutsch. 2004. Indicator simulation accounting for multiple-point statistics. *Mathematical Geology* 36:545-5665.
- Parton, W. J., J. W. B. Stewart and C. V. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Paz, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355.
- Paz, F., M. I. Marín, M. Bolaños-González, J. D. Etchevers, B. de Jong, J. Herrera y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2020. La urgente necesidad de México de contar con datos de actividad a escala apropiada para el sector agricultura, forestería y otros usos del suelo. *Elementos para Políticas Públicas* 4:61-73.
- Paz, F., S. Covaleda, C. Hidalgo, J. Etchevers y F. Matus. 2016. Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana* 34:321-337.
- Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019a. 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. 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: Hernández, J. M., 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. y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2018. Base de datos de perfiles de suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:210-235.
- Paz-Pellat, F. y C. A. Ortiz-Solorio. 2019a. Base de datos de la evaluación de la degradación de los suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:51-56.
- 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. 2019b. Capítulo 20: Suelos. pp. 436-468. En: Paz-Pellat, F., 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., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2010. Análisis multifractal del carbono en los suelos 3. Estimaciones escalantes. *Terra Latinoamericana* 28:89-95.
- Paz-Pellat, F., J. Argumedo-Espinoza, C. O. Cruz-Gaistardo, J. D. Etchevers y B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Poeplau, C., C. Vos and A. Don. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3:61-66.
- Post, W. M., R. Izaurralde, L. K. Mann and N. B. Bliss. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climate Change* 51:73-99.
- Ramcharan, A., T. Hengl., D. Beaudette and S. Wills. 2018. A soil bulk density pedotransfer function based on machine learning: a case study with the NCSS soil characterization database. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 81:1279-1287.
- Rasel, S.M.M., T.A. Groen., Y.A. Hussin and I.J. Diti. 2017. Proxies for soil organic carbon derive from remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 59:157-166.
- Roscher, R., B. Bohn, M. F. Duarte and J. Garcke. 2020. Explainable machine learning for scientific insights and discoveries. *IEEE Access* 8: 42200-42216. DOI:10.1109/ACCESS.2020.2976199.
- Rühlmann, J. 1999. A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. *Plant and Soil* 213:149-160.

- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfológica nacional. *Elementos para Políticas Públicas* 1:173-182.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2018. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32.
- Sanderman, J. and J. A. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters* 5:1-6. DOI:10.1088/1748-9326/5/3/034003
- Segura, M. A., P. Sánchez, C. A. Ortiz y M. C. Gutiérrez. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT-CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana a escala 1:250,000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Memoria Nacional, D. F., México. [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/03_suelos/3_2.html#:~:text=Semarnat%20y%20CP,%2C%20escala%201%3A%20250%20000.&text=En%20la%20degradaci%C3%B3n%20qu%C3%ADmica%20y,\(Figura%203.2.4\).](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/03_suelos/3_2.html#:~:text=Semarnat%20y%20CP,%2C%20escala%201%3A%20250%20000.&text=En%20la%20degradaci%C3%B3n%20qu%C3%ADmica%20y,(Figura%203.2.4).) (Consulta: mayo 17, 2020).
- Simonson, R. W. 1959. Outline of a generalized theory of soil genesis. *Soil Science Society Proceedings* 23:152-156.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241:155-176.
- Stewart, C. E., K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante and J. Six. 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86:19-31.
- Taghizadeh-Toosi, A., B. T. Christensen, N. J. Hutchings, J. Vejlin, T. Kätterer, M. Glendinning and J. E. Olesen. 2014. C-TOOL: a simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecological Modelling* 292:11-25.
- 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, R., D. Alcaraz-Segura, R. Birdsey, N. A. Brunzell, C. O. Cruz-Gaistardo, B. de Jong, J. Etchevers, M. Guevara, D. J. Hayes, K. Johnson, H. W. Loescher, F. Paz, Y. Ryu, Z. Sanchez-Mejia and K. P. Toledo-Gutierrez. 2017. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of Mexico. *Carbon Management* 4:1-9.
- Vargas, R., F. Paz and B. de Jong. 2013. Quantification of forest degradation and belowground carbon dynamics: ongoing challenges for monitoring, reporting and verification activities for REDD+. *Carbon Management* 4:579-582.
- Wadoux, A. M. J. C., A. Samuel-Rosa, L. Poggio and V. L. Mulder. 2019. A note on knowledge discovery and machine learning in digital soil mapping. *Soil Science* 71:133-136.
- Wadoux, A. M. J. C., B. Minasny and A. B. McBratney. 2020. Machine learning for digital soil mapping: Applications, challenges and suggested solutions. *EARTH-Science Reviews* 210. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103359
- Wang, Y. P., C. M. Trudinger and I. G. Enting. 2009. A review of applications of model-data fusion to studies of terrestrial carbon fluxes at different scales. *Agricultural and Forest Meteorology* 14:1829-1842.
- Zadeh, L. A. 2006. Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46.
- Zhu, H. and Journal A. G. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. *In*: Soares A. (ed.). *Geostatistics Tróia '92. Quantitative Geology and Geostatistics* 5:1-12. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-011-1739-5_1

LA DIMENSIÓN SOCIAL DEL CICLO DEL CARBONO EN ECOSISTEMAS TERRESTRES: RETOS PARA SU INTEGRACIÓN

THE SOCIAL DIMENSION OF THE CARBON CYCLE IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS: CHALLENGES FOR ITS INTEGRATION

Antoine Libert-Amico^{1†}, Fernando Paz-Pellat², Sara Covalada-Ocón³, Mariela Fuentes-Ponce⁴, Cristian Reyna-Ramírez⁴, Gontrán Villalobos-Sánchez⁵, Alma S. Velázquez-Rodríguez⁶, Martín Bolaños-González⁷, J. Mauricio Galeana-Pizaña⁸, Marcos Casiano-Domínguez⁹

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

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

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, Ciudad de México.

⁵ Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo México y Escuela Nacional de Protección Civil *Campus* Chiapas, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

⁶ Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México.

⁷ Programa de Hidrociencias, *Campus* Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México.

⁸ Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial (Centro GEO), Ciudad de México.

⁹ Universidad para el Bienestar "Benito Juárez García", sede Rayón, San Luis Potosí, México.

† Autor para correspondencia: antoinelibert@hotmail.com

RESUMEN

El estudio del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres ha sido el enfoque de los campos de las ciencias "naturales" o "exactas". Sin embargo, la presión antropogénica es la principal determinante de los cambios en dicho ciclo: la economía, la política e incluso las cuestiones culturales inciden como factores subyacentes en el ciclo del carbono en ecosistemas terrestres. En este escrito abordamos la pregunta: ¿qué aportes pueden contribuir las ciencias sociales al estudio de estos flujos biogeoquímicos? El cambio climático es justamente una expresión de la influencia humana sobre su entorno. El cambio climático plantea severos retos en la respuesta de las sociedades humanas a las consecuencias ecológicas, sociales, políticas y económicas de dicho proceso, por lo que es necesario incorporar la Dimensión Social en las discusiones sobre el ciclo del carbono en sus interacciones, para la consideración de las múltiples dimensiones del impacto del cambio climático en las sociedades y actividades humanas. Esto requiere de consideraciones de incorporar la interdisciplina (y transdisciplina) y la necesidad de poner ciencia a disposición de los actores sociales, grupos de productores agropecuarios, e iniciativas civiles. Para definir una hoja de ruta hacia el siguiente reporte del estado del ciclo del carbono en México por el Programa Mexicano del Carbono, se presentan elementos constitutivos para integrar las aportaciones desde las ciencias sociales y los procesos de incidencia en la toma de decisiones en los estudios del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres.

Palabras clave: *carbono; actores sociales; interdisciplina; escenarios.*

ABSTRACT

Studying carbon cycles in terrestrial ecosystems has historically been the domain of natural and precise sciences. However, anthropogenic pressures are the main drivers of change in the carbon cycle: the economy, policies, and even cultural questions are underlying determinants of carbon cycles in terrestrial ecosystems. In this article we ask what contributions can be derived from social science to the study of these biogeochemical flows?

Climate change is precisely an expression of human influence on the environment. Climate change implies serious challenges in responding to the ecological, social, political and economic consequences of this process. Thus, incorporating a social dimension into carbon cycle discussions is tantamount to consider the multiple dimensions of climate change impacts on society and human activities. This implies including interdisciplinarity (and transdisciplinarity) and recognizing the need to make science available to social actors, agricultural producer's organizations, and civil initiatives. This piece seeks to contribute to a roadmap towards the second report on the state of the carbon cycle in Mexico, by the Programa Mexicano del Carbono, by presenting building blocks for integration the contributions of social science and research-for-action in decision-making on the carbon cycle in terrestrial ecosystems.

Keywords: *carbon; social actors; interdiscipline; scenarios.*

INTRODUCCIÓN

El sistema climático es un sistema interactivo complejo que consta de la atmósfera, la superficie terrestre, el agua y los seres vivos. El clima es el estado más frecuente de la atmósfera en un lugar determinado de la superficie terrestre; es decir, una descripción estadística de las condiciones meteorológicas más frecuentes de un lugar o región en cierto periodo de tiempo, normalmente en un intervalo de decenas de años, incluyendo su variabilidad y valores extremos (IPCC, 2013). El clima es producto, en un espacio determinado y en un cierto periodo de tiempo, de la latitud, la altitud, la orientación del relieve y la cercanía a cuerpos de agua.

La variabilidad del clima se refiere a los cambios en las condiciones medias que pueden suceder en cualquier momento y sitio del planeta. Esta variabilidad es por lo más “natural” y se ha expresado a través de la historia del planeta en las diversas edades de hielo derivadas de las variaciones en la órbita de la Tierra y la deriva continental, entre otros; así como por variaciones en la irradiancia solar, aerosoles volcánicos o el fenómeno interanual conocido como la Oscilación del Sur “El Niño”.

Mientras que la variabilidad es una característica endógena del clima, el cambio climático hace referencia a una externalidad antropogénica. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) define el cambio climático como: “cambio del clima atribuido directa o indirectamente a actividades humanas que alteran la composición de la atmósfera mundial y que viene a

añadirse a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempo comparables” (ONU, 1992). La CMNUCC atribuye claramente el cambio climático a las actividades humanas que emiten Gases de Efecto Invernadero (GEI) y alteran la composición atmosférica, de los cuales el de mayor importancia es el CO₂, siendo responsable del 66% del incremento en el forzamiento radiactivo medido de 1990 a 2017 (Butler y Montzka, 2018).

El cambio climático, entendido como el estrés humano sobre la variabilidad climática, ilustra el vínculo entre las acciones sociales y los fenómenos naturales. Ante el escenario incierto que conlleva el cambio climático, se espera que estudios interdisciplinarios de los flujos del ciclo de carbono y de los determinantes detrás de dichos flujos y sus actores, puedan aportar insumos a la apremiante tarea de mitigar el cambio climático al reducir las emisiones y aumentar los almacenes de carbono.

A la luz de las discusiones sobre el cambio climático, el vínculo estrecho entre las actividades humanas y el ciclo de carbono ha sido el centro de atención de una cantidad creciente de investigaciones. Discutir la dimensión social del ciclo de carbono implica reconocer la relación directa entre el balance de carbono y las actividades humanas, junto con los factores políticos, económicos y culturales que inciden en la toma de decisiones sobre los procesos de producción, consumo y desecho. La toma de decisiones humanas incide directamente en el balance del ciclo de carbono.

La dimensión social del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres en México es evidente al

reconocer las particularidades del país, sus tendencias demográficas, actividades productivas, económicas y diversidad de iniciativas sociales. La población urbana representa el 79% de la población total en el 2020 (INEGI, 2020), lo que implica que México comparte la realidad de otros países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en la cual las actividades de consumo en la ciudad determinan una porción importante de las emisiones. A su vez, las viviendas particulares habitadas en las que sus ocupantes utilizan leña o carbón para cocinar representan el 12.4% del total de viviendas particulares en México (INEGI, 2020). Al mismo tiempo, las actividades agropecuarias siguen siendo fuente importante de emisiones, particularmente la ganadería, con el 10.1% del total de emisiones de GEI del país (INECC, 2015). Más del 65% del territorio nacional se encuentra por encima de los 1 000 metros sobre el nivel del mar, mientras que el 47% de esta superficie tiene pendientes superiores a 27%, por lo cual la agricultura de ladera representa un desafío clave para los almacenes de carbono en suelos, que son los almacenes más importantes de carbono en ecosistemas agropecuarios (Banco Mundial, 2019). La mayor parte del almacén terrestre de carbono en México se encuentra en sus bosques y selvas. Cerca de la mitad del país está ocupada por ejidos y comunidades agrarias que poseen alrededor de dos tercios de los bosques de México, lo que convierte a los dueños de la propiedad social en actores clave para la implementación de estrategias de reducción de emisiones y aumento de los almacenes de carbono.

La dimensión social del ciclo del carbono y sus interacciones

El uso y manejo del territorio que hacen las sociedades humanas, determina el ciclo del carbono. Aunque sea un tema marginal en las investigaciones de las ciencias exactas, la consideración de la manera en la cual las actividades humanas inciden en los componentes principales del ciclo de carbono, se vuelve necesario para poder modificarlo y disminuir emisiones en el marco del cambio ambiental global. Malone *et al.* (2018) hablan de la necesidad de reconocer el carbono ‘enclavado’ o ‘inherente’ (*embedded carbon*, en inglés) en las actividades humanas para informar el diseño de políticas públicas que incidan en el balance del ciclo de carbono.

Bases conceptuales para el estudio de la dimensión social del ciclo de carbono

La literatura científica expresa un incrementado interés en reconocer la dimensión social en las ciencias exactas. Tres postulados conceptuales inspiran un reconocimiento de las aportaciones potenciales de las ciencias sociales al estudio del ciclo de carbono:

- a) Interdisciplina: interdependencia y vinculación entre componentes de los sistemas (sociales y ecológicos). La interdisciplina propone puentes entre ciencias sociales y ciencias naturales con el fin de entender mejor los problemas complejos (problemas a los cuales hay varias causas y varias consecuencias) (García, 2006).
- b) Territorio: entendido como la apropiación social de los ecosistemas, este concepto de las ciencias sociales expresa la relación intrínseca entre sociedad y naturaleza, cuando las sociedades humanas transforman y dotan de contenidos y significados el territorio natural (Santos, 2000).
- c) Participación de los actores sociales: cambios en la forma de gobernar (conceptos como descentralización y gobernanza), y una nueva relación entre quien realiza la investigación y quien es el enfoque de los estudios (investigación participativa). Sea en la gobernanza o en la investigación, los procesos de arriba-hacia abajo son cada día vistos con menos legitimidad, mientras se busca fomentar la participación de los actores involucrados en las decisiones que atañen sus entornos y formas de vida (Pretty, 1995).

La dimensión social en el ciclo del carbono refiere a un amplio y diverso número de estudios que integran las prácticas y decisiones humanas de los flujos de carbono. Aunque ha sido reconocido en estudios internacionales sobre la dinámica del carbono y gases de efecto invernadero (GEI), es un campo de investigación joven en México; de hecho, 2019 fue el primer año en el cual el reporte del ciclo del carbono en el país incluyó capítulos sobre la dimensión social (Libert-Amico *et al.*, 2019). Para contribuir a la consolidación de una agenda futura de investigación, se describen a continuación cuatro ejes temáticos de los estudios en México de la dimensión social del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres.

1. *Flujos de carbono en ecosistemas terrestres y monitoreo participativo.* A través de redes internacionales y la colaboración entre universidades y centros de estudios en el país, el conocimiento científico de los flujos del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres de México ha crecido en años recientes, aumentando el entendimiento de los diversos flujos y reduciendo el grado de incertidumbre.

Persisten vacíos en la información y limitaciones en la interpretación de los datos. Friedlingstein *et al.* (2021) estiman que a nivel global los ecosistemas terrestres capturan hasta el 29% del carbono atmosférico liberado por las actividades antropogénicas. Los sitios de muestreo en ecosistemas terrestres en México han confirmado esta tendencia (Paz-Pellat *et al.*, 2019c). Sin embargo, gran parte de dichos ecosistemas terrestres se encuentran bajo algún tipo de manejo o en un estadio de sucesión diferente al de un bosque maduro, por lo cual se requieren estudios más detallados de los diversos tipos de manejo, políticas locales del territorio, así como la dinámica de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de carbono en ecosistemas de las comunidades.

En el proceso de establecer una línea base de emisiones y almacenes de carbono, se ha movilizó la colaboración de amplios sectores de la sociedad, trabajando en coordinación con institutos de gobierno y con la construcción de acuerdos con dueños y posesionarios de los sitios de estudio. Aunque persisten problemas como el desuso de sitios de muestreo equipados ante la falta de financiamientos para la investigación, el aumento en la cantidad de sitios de muestreo de los flujos de carbono ha sido lentamente acompañado de un incremento en la participación en los muestreos. Primeramente, por una cantidad creciente de estudiantes y técnicos provenientes de diferentes centros de estudio de nuestro país. Segundo, por un aumento en la participación de actores sociales, asociaciones civiles y comunidades propietarias de los terrenos, donde se encuentran los sitios de muestreo en las mismas actividades científicas de muestreo. En lo particular, los emergentes mercados del carbono han incidido en las tendencias observadas.

Mientras que las discusiones sobre métodos de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRV) han proliferado en el marco de debates internacionales sobre REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal, más el aumento de los almacenes de carbono y el manejo sustentable de los bosques), la participación de comunidades locales en

dichos procesos científicos ha sido limitada (Villaseñor *et al.*, 2016). Investigaciones recientes apuntan hacia la importancia de la participación local en los procesos de monitoreo, no sólo por el proceso social, sino también por la precisión de los datos que se pueden generar (Hawthorne y Boissiere, 2014). A su vez, existen barreras a la integración de perspectivas comunitarias locales en reportes hacia la comunidad internacional que deben acatarse a lineamientos precisos, con actores locales invitando a una visión más amplia que los requisitos científicos (McCall *et al.*, 2016). Proyectos piloto de participación comunitaria en las actividades de muestreo de flujos de carbono han asentado las bases para la participación de sectores no-académicos de la sociedad en las actividades de MRV de las emisiones, para tener una apropiación y empezar a generar soluciones desde lo local y co-diseñar procesos de generación de conocimientos que van más allá de las disciplinas científicas (transdisciplina).

2. *Escenarios futuros y condiciones socioeconómicas.* Los modelos climáticos son representaciones matemáticas de procesos físicos, químicos y biológicos en el sistema climático de la Tierra. El uso de estos modelos de computación y escenarios futuros ha sido una herramienta clave para explorar las consecuencias de las trayectorias futuras con relación a las emisiones de carbono y las concentraciones atmosféricas de GEI. Basados sobre todo en los escenarios desarrollados por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), un grupo de investigadores desarrolló las “Trayectorias de concentración representativas” (RCPs, *Representative Concentration Pathways*), seleccionando cuatro rutas posibles de escenarios futuros, los cuales han jugado un papel central en la investigación del ciclo del carbono. Sin embargo, dichos escenarios se limitan a calcular el forzamiento radiactivo de los GEI acumulados en la atmósfera en el cambio climático global, pero sin incluir las condiciones socioeconómicas y los procesos sociales que están detrás las emisiones antropogénicas locales o regionales.

Investigaciones recientes en el cambio global reconocen la premura de contar con escenarios socioeconómicos para comprender mejor las trayectorias alternativas que pueden derivar en una reducción de emisiones (van Ruijven *et al.*, 2014). La integración de consideraciones sociales podría permitir analizar cómo el desarrollo puede facilitar

u obstaculizar respuestas de gestión del riesgo tales como la mitigación de GEI, la adaptación al cambio climático y el desarrollo sustentable (Malone *et al.*, 2018). La propuesta de trayectorias socioeconómicas compartidas (*Shared Socioeconomic Pathways* o SSP; O'Neill *et al.*, 2017) constituye un ejemplo de un escenario complementario a los RCP que integre dichas consideraciones y, aunque se publicaron inicialmente en 2016, recién ahora están comenzando a usarse para la próxima ronda de modelado climático, conocido como Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados versión 6, o CMIP6, en revisión para el sexto informe de evaluación del IPCC. De hecho, el sexto informe de evaluación del IPCC emplea una nueva taxonomía para los escenarios futuros, que derivan de una combinación de los RCP con los SSP (IPCC, 2006). El reporte de la ciencia física del IPCC emplea cinco escenarios de emisiones que cubren una diversidad de desarrollos futuros de los determinantes antropogénicos del cambio climático, según la literatura científica (IPCC, 2006).

Por su parte, los modelos de estados y transiciones o METs, aplicados en los últimos años en los estados de Chiapas y el estado de México por parte del Programa Mexicano del Carbono (Covaleda *et al.*, 2016, 2017, 2018), representa un primer acercamiento a la inclusión de consideraciones socioeconómicas y de gestión en los escenarios futuros en México. Los METs son modelos ecológicos no lineales que definen trayectorias de evolución de ecosistemas, tales como la transición de bosque primario a pastizales (deforestación), o de área agrícola a bosque secundario (restauración) (Covaleda *et al.*, 2016). La integración de datos económicos sobre los costos de los cambios de uso del suelo, tanto para el propietario como para el balance de carbono, permite reconocer las prácticas de manejo y su influencia en los flujos de carbono, vislumbrando así la dimensión social del carbono.

3. Gobernanza y toma de decisiones. Estudios de la gobernanza de los paisajes y la toma de decisiones en la gestión del territorio han aumentado en años recientes en México, particularmente en el marco de las acciones tempranas REDD+. Las investigaciones sobre gobernanza se enfocan en analizar los diferentes actores (gubernamentales y no) que participan en los procesos de toma de decisiones (Martínez y Espejel, 2015). Algunos estudios recientes abordaron particularmente la gobernanza de los cambios de uso de suelo y los incentivos para elegir un uso de suelo encima de

otro. Por ejemplo, un análisis reciente de CIFOR en México encontró que persiste el centralismo en la toma de decisiones, con limitaciones a la participación de actores locales y subnacionales en la gestión de iniciativas para reducir emisiones (Trench *et al.*, 2018).

Las discusiones sobre la reducción de las pérdidas forestales y el desarrollo bajo en emisiones han creado arreglos innovadores de gobernanza (Libert-Amico y Trench, 2016), tales como las juntas intermunicipales de medioambiente que se consolidaron en el marco de acciones tempranas REDD+ en Jalisco, Yucatán, y Quintana Roo con la participación de gobiernos municipales y comités de usuarios locales (Libert-Amico *et al.*, 2018). Según Trench *et al.* (2018), los ejidos y las comunidades agrarias son un actor clave de la gobernanza de los bosques y selvas, lo que ayuda a que puedan ocupar un lugar central en la implementación de trayectorias alternativas de emisiones futuras. Por su parte, las organizaciones forestales como las asociaciones regionales de silvicultores y las comunidades forestales se perfilan como nuevos actores en la gobernanza de los flujos de carbono en ecosistemas terrestres en el país. Adicionalmente, estudios recientes confirman que los proyectos de gestión del carbono con comunidades forestales no podrán trascender hasta que integren la perspectiva de género en las estrategias ante el cambio climático y reconozcan el papel de la mujer en la gestión del territorio (Ayala-Carrillo *et al.*, 2016).

Un desafío importante para los estudios de gobernanza en México ha sido la traducción de dichos estudios en recomendaciones para políticas públicas efectivas (Libert-Amico y Paz-Pellat, 2018). Los impactos de los cambios ecológicos en las sociedades humanas (como el cambio climático, la degradación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad) rinden aún más importante la colaboración entre gobiernos y científicos para la toma informada de decisiones. Las investigaciones de la gobernanza tienen pendiente aportar recomendaciones y propuestas para construir puentes entre ciencia y políticas públicas.

4. Buenas prácticas y agricultura climáticamente inteligente. Mientras que los estudios de la dimensión social del ciclo del carbono en países de la OCDE se enfocan en las decisiones de consumo, la energía y el impacto de la urbanización en el balance de carbono (la llamada *agenda gris*), los estudios del ciclo de carbono en México han otorgado un lugar central a

las emisiones del sector agropecuario. En México, las actividades agropecuarias constituyen la tercera causa de generación de emisiones de gases de efecto invernadero, con un 12% del total de emisiones, correspondientes en su mayor parte a la fermentación entérica, el manejo del estiércol y el uso de fertilizantes (Saynes-Santillán *et al.*, 2016). En 2014, las emisiones totales de GEI del sector agropecuario (sin contar el cambio de uso del suelo) en México representaron 80 Tg_e (Hristov *et al.*, 2018). Dimensiones extra-locales como las tendencias y preferencias de consumo de la sociedad nacional e internacional inciden en el balance del carbono en áreas agrícolas. Incentivos y políticas regionales e internacionales pueden tener una influencia considerable en la transformación de los espacios agropecuarios, por lo cual estudios recientes han enfatizado el papel de los agro-ecosistemas en la provisión de servicios ecosistémicos como captura de carbono y mantenimiento de biodiversidad (FAO, 2019; IPBES, 2019).

Proyectos pilotos para la reducción de emisiones en sistemas agrícolas y para lo que se ha denominado una agricultura climáticamente inteligente han emergido en el país. Estudios recientes destacan la importancia de la implementación de prácticas de manejo para minimizar la emisión de gases de efecto invernadero durante el cambio de uso del suelo en sistemas agrícolas y ganaderos (Díaz-Solís *et al.*, 2016; Saynes-Santillán *et al.*, 2016). Por ejemplo, la campaña de investigación-acción “Una REDD+ para Salvar la Sombra” (http://pmcarbono.org/pmc/proyectos/REDD_para_Salvar_la_Sombra_Sierra_Madre_Chiapas.php) ha movilizó los estudios del ciclo de carbono en sistemas agroforestales para cuantificar los servicios ecosistémicos y las capacidades de adaptación al cambio climático que proveen los cafetales bajo sombra de la Sierra Madre de Chiapas.

A su vez, las propuestas nacionales de frente a la convocatoria internacional de la iniciativa 4 por 1 000 (Paustian *et al.*, 2016; Minasny *et al.*, 2017), para el aumento en 0.04% anual del carbono en los suelos, reconocen el papel de las buenas prácticas en el balance de carbono de los espacios agropecuarios del país. La amplia experiencia de centros de investigación del país en la ciencia de los suelos establece las bases para colaboraciones entre gobierno y academia para conservar y mejorar los almacenes de carbono en suelos.

Consideraciones para la incorporación de la dimensión social en el ciclo del carbono

Para la incorporación de la dimensión social en el estudio del ciclo del carbono y el desarrollo de políticas públicas es necesario considerar lo siguiente:

Interdisciplina (y Transdisciplina). Fomentar redes y equipos interdisciplinarios para abordar las diversas dimensiones sociales del ciclo de carbono. Concretamente, financiar proyectos de investigación interdisciplinarios, con miembros de facultades o centros de investigación que representan diversas disciplinas y formaciones científicas, puede aportar a reconocer la dimensión social del ciclo del carbono.

Poner ciencia a disposición de los procesos sociales, productivos y las iniciativas civiles. Tal como el ejemplo de la campaña de investigación-acción “Una REDD para Salvar la Sombra”, movilizar las herramientas de la mejor ciencia disponible sobre los flujos de carbono para darle valor añadido a los productos sustentables de cooperativas y organizaciones de producción. Si bien la cantidad de estimaciones de emisiones ha aumentado, junto con discursos de la llamada *economía verde*, aún hay pocas propuestas de consolidación o participación en nuevos mercados verdes como los sistemas de bonos de carbono, mecanismos de desarrollo limpio y propuestas de estrategias de desarrollo bajo en emisiones. Se recomienda vincularse a las necesidades de investigación de iniciativas sociales (como, por ejemplo, estimar el balance de carbono en actividades de manejo forestal y productos forestales no maderables). Esto implica proyectos colaborativos de investigación, donde organizaciones sociales puedan ver sus necesidades de información reflejadas en las investigaciones académicas para satisfacer sus necesidades socioeconómicas.

Este cambio de paradigma invita a la co-creación de mecanismos de colaboración e innovación entre centros de investigación, grupos de usuarios, y productores agropecuarios para responder a las necesidades locales y construir trayectorias hacia la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos (Chazdon *et al.*, 2020). Este tipo de métodos son cruciales para que la pequeña producción agrícola pueda responder al aumento global de demanda por alimentos sin dañar la base de recursos naturales de la producción agrícola (Willett *et al.*, 2019).

Hacia el segundo reporte del estado del ciclo del carbono en México

El desarrollo del Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde (Paz-Pellat *et al.*, 2019a) fue orientado a la caracterización de la información y conocimiento mexicano en las diferentes áreas temáticas del ciclo del carbono y sus interacciones, incluyendo las bases para una estrategia de participación de la dimensión social en el ciclo del carbono en ecosistemas terrestres (Libert-Amico *et al.*, 2019). El Segundo Reporte, planeado para el periodo 2023/2024, tiene como objetivo la síntesis y modelación como medio para generar escenarios asociados al cambio climático y a las intervenciones antropogénicas, por lo que es necesario incorporar la dimensión social para definir estrategias de intervención, así como sus costos, beneficios y obstáculos.

Avanzar en la ciencia del ciclo del carbono y sus interacciones implica realizar ejercicios de generación de escenarios que permitan evaluar impactos en función de diferentes dimensiones (productores/actores locales, intereses gubernamentales, política internacional, gobernanza, seguridad y soberanía alimentaria, pobreza, equidad, género, entre otros). Esto implica sintetizar la información y conocimiento disponible para generar modelos de la dinámica del carbono, tal como los modelos de estados y transiciones (Covaleda *et al.*, 2019a) y otras métricas asociadas a la dimensión social y económica, entre otras.

Para tener una perspectiva general de los elementos constitutivos de una posible estrategia de implementación de las acciones acopladas a ciencias naturales y ciencias sociales orientadas al segundo reporte del estado del ciclo del carbono en México, en

lo siguiente se discuten con relativo detalle, para tener una base común de discusión que permita mejorarlas.

Generación de escenarios

El disponer de información actual acerca de la situación del carbono (interés principal) en una determinada región o ecosistema es muy útil dado que se pueden evaluar las contribuciones que los ecosistemas hacen a las personas y la sociedad, tanto en el presente como a futuro, aportando elementos para favorecer una adecuada planeación estratégica territorial entre las metas ambientales y de desarrollo. También puede contribuir a identificar proveedores y beneficiarios del carbono, así como la magnitud de los beneficios que reciben y, por tanto, analizar la factibilidad de diseñar políticas y mecanismos de financiamiento que generen incentivos para la conservación e incremento de almacenes. Sin embargo, el poder proyectar la información relativa al carbono en el tiempo, permite tener un panorama de lo que depara el futuro y, en función de ello, tomar decisiones en el presente; esto es la función de los *escenarios* proyectados (Paz *et al.*, 2014). Un escenario podría definirse como “una historia que describe posibles estados futuros”, explorando aspectos o posibilidades sobre porvenires que son inciertos.

En función de los objetivos, las metas y las preguntas a responder, es posible plantear distintos tipos de escenarios, pero, en términos generales, McKenzie *et al.* (2012) identifican cuatro categorías genéricas: escenarios de intervención, escenarios exploratorios, escenarios de visión y proyecciones futuras. A estos tipos se podría añadir uno más: los escenarios potenciales (Cuadro 1).

Cuadro 1. Diferentes tipos de escenarios asociados al carbono, susceptibles de plantearse. Fuente: Modificado de McKenzie *et al.* (2012).

Escenario	Metas perseguidas	Preguntas planteadas	Guión
Intervención	Seleccionar acciones de intervención considerando varias alternativas	¿Cuáles son los caminos a seguir para alcanzar los futuros que queremos?	Diseño de políticas, planes y proyectos
	Identificar intervenciones efectivas y equitativas que alcancen las metas planteadas		

Cuadro 1. Diferentes tipos de escenarios asociados al carbono, susceptibles de plantearse. Fuente: Modificado de McKenzie et al. (2012) (Continuación).

Escenario	Metas perseguidas	Preguntas planteadas	Guión
Exploratorio	Anticipar circunstancias futuras inciertas	¿A dónde puede llevarnos el futuro? ¿Qué podemos hacer para prepararnos?	Futuros posibles pero desconocidos
Visión	Alcanzar una visión común Determinar cómo alcanzar un futuro deseado Resolver problemas entre actores	¿Qué futuro deseamos?	Conceptualización de los futuros deseables e indeseables por parte de los actores.
Proyecciones futuras	Evaluar las consecuencias de políticas actuales Comparar escenarios con respecto a una línea de base Identificar riesgos y oportunidades	¿Qué futuro nos espera?	Representación del futuro esperado si no se realizan nuevas intervenciones
Potencial	Conocer la capacidad máxima de proveer carbono por parte de los ecosistemas en caso de llevarse a cabo las acciones adecuadas	¿Cuál es el estado ideal a futuro para el carbono?	Representación ideal de unos ecosistemas sanos y funcionando a pleno rendimiento

Tomando como base el objetivo general del Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México, el tipo de escenarios que pueden contribuir a lograr este objetivo es el de escenarios de intervención, ya que tiene como fin planificar políticas y programas públicos.

Los escenarios de intervención pueden utilizarse como herramienta de planificación y diseño de políticas públicas, planes y programas de manejo, ya que permite comparar el desempeño de distintas alternativas de implementación de políticas públicas y decisiones de manejo. Estos escenarios pueden ayudar a resolver

preguntas del tipo como: ¿Qué implicación tiene sobre el carbono el implementar un determinado tipo de programa o proyecto en un área concreta? ¿Cuál de las alternativas planteadas tiene un mayor impacto sobre el carbono?, ¿Cuál es la alternativa más costo-efectiva? De esta forma se pueden seleccionar las opciones que más se adecuen a las metas y objetivos perseguidos.

Para conseguir implementaciones adecuadas y eficientes enfocadas a la consecución de las metas y objetivos planteados en relación al carbono y otras políticas asociadas, se propone seguir una serie de pasos:

- a) Definir el área de influencia de las actividades que se pretenden planear y su horizonte temporal.
- b) Describir el ambiente de la zona de interés, con base en la recopilación y análisis de información disponible en cuanto a la vegetación existente, usos del suelo, información económico-financiera asociada a los usos del suelo e información sobre variables asociadas al carbono.
- c) Identificar la problemática ambiental (asociada a la pérdida de carbono) y socio-económica.
- d) Tener en consideración a los actores involucrados, ya que el ciclo del carbono se encuentra relacionado con actores sociales de diferentes maneras: unos pueden jugar un papel fundamental en su conservación y mejora, o pérdida en el peor de los casos; otros se benefician o se ven perjudicados de estas actuaciones y otros son los responsables de la gestión de los mismos.
- e) Plantear los objetivos y metas de política ambiental y socio-económica (en este punto se pueden considerar los ordenamientos ecológico territoriales, planes de gestión de cuencas, programas de manejo de áreas naturales protegidas, etc.).
- f) Definir las actividades que se pueden plantear para abordar la problemática de la zona (planteamiento de escenarios).
- g) Caracterizar a los actores que intervienen en los escenarios.
- h) Priorizar intereses: Conviene hacer un ejercicio de reflexión para jerarquizar la importancia de diferentes componentes y subcomponentes ambientales y socio-económicos involucrados en la implementación de las actividades planteadas. Por ejemplo, en un área determinada ¿interesa más potenciar el incremento de los almacenes de carbono? ¿o la calidad del agua? ¿o ambas cosas?; en cuanto a objetivos socio-económicos: ¿se busca garantizar la seguridad alimentaria? ¿generar empleo? Se pueden plantear diferentes tipos de actuaciones y comparar el efecto de las mismas sobre el carbono y variables socio-económicas (planteamiento de escenarios).
- i) Generar escenarios y análisis de la información: en este punto es muy recomendable utilizar herramientas que permitan entender cómo funciona el ciclo del carbono en una región, hidrológica o de otro tipo y, cómo pueden ser afectados frente a cambios en el uso del suelo o adopción de diferentes prácticas de manejo, así como las implicaciones socio-económicas de las distintas opciones, tomando en cuenta los criterios de priorización utilizados.
- j) Análisis de resultados: jerarquización y valoración de las distintas opciones de acciones de implementación (análisis multicriterio, que el incluya el análisis multiobjetivo).
- k) Toma de decisiones sobre acciones de implementación.

Las consideraciones a tener en cuenta al diseñar escenarios son:

- Relevancia: conviene asegurarse de que los escenarios están alineados con los problemas y temas de interés para los interesados / actores / poseedores / dueños / apropiantes (stakeholders) y tomadores de decisiones.
- Participación: es muy recomendable (en la medida de lo posible) involucrar diferentes tipos de actores en el diseño de escenarios y valoración de impactos sobre el carbono. Abordar el diseño de escenarios con técnicas participativas puede contribuir a generar consenso, apropiación del proceso, legitimación de los resultados, identificación de conflictos, establecimiento de una plataforma de diálogo entre las diferentes partes interesadas, etc.
- Plausibilidad: los escenarios han de ser realistas, tienen que representar futuros posibles.
- Entendibles: las personas que participan en el diseño de los escenarios y las que van a utilizarlos en la toma de decisiones, tienen que poder entender claramente los resultados arrojados por los escenarios planteados.
- Científicamente creíbles: como requisito imprescindible, la metodología e información empleada para el desarrollo de escenarios ha de tener una sólida base científica.

- Completos: los escenarios han de incluir todos los aspectos relevantes que pueden conducir a cambios futuros en el flujo de servicios ecosistémicos.
- Iterativos: los escenarios han de ser revisados, refinados y actualizados con el tiempo.
- Creativos: el planteamiento de escenarios es también un proceso creativo a través del cual se pueden contrastar diferentes perspectivas y maneras de abordar distintos problemas.

Modelos de estados y transiciones

Los modelos de estados y transiciones (METs) se introdujeron e implementaron por primera vez en Chiapas por el PMC (Paz *et al.*, 2012) como un medio para analizar la ejecución del esquema REDD+.

Los METs constan de tres elementos: estados, transiciones y umbrales. Cada estado representa un tipo de vegetación / estado sucesional / uso del suelo característico en el área de estudio, expresado por un conjunto específico de comunidades vegetales. Las transiciones, por su parte, se refieren a trayectorias de cambio que tienen su origen en perturbaciones naturales o antrópicas (acciones de manejo). Por último, los umbrales señalan puntos en el espacio y tiempo que indican que se ha sobrepasado la capacidad

de *autoreparación* y, en ausencia de restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Como ejemplo se presenta a continuación un MET genérico simplificado para el estado de Chiapas (Figura 1).

Los METs son sencillos de entender y explicar, ya que simplemente presentan en forma gráfica los escenarios que se pueden plantear: de un estado actual (caja en la Figura 1) a un estado futuro (otra caja), pero solo de actividades que sean viables (flechas de conexión en la Figura 1).

En la parte de la dinámica del carbono, los METs se parametrizan en forma simple, requiriéndose solo el valor de los almacenes en estado estacionario (cambios que llevan décadas de ser haber sido implementados), reduciendo la complejidad del problema. Los METs se definen con los datos del carbono (inicial y final) y el tiempo de paso entre ambos estados. Para la trayectoria de la dinámica de cambio de los almacenes de carbono es necesario conocer el tiempo en el que la tasa de cambio presenta su valor máximo (Covalada-Ocón *et al.*, 2019a). Por ejemplo, para el almacén de biomasa aérea, este valor corresponde al tiempo en donde la cobertura aérea de la vegetación alcanza su valor máximo (3-6 años). Aunque es posible implementar modelos más complejos con bases de procesos, los METs son simples y parametrizables con información disponible en México, lo que los hace operativos.

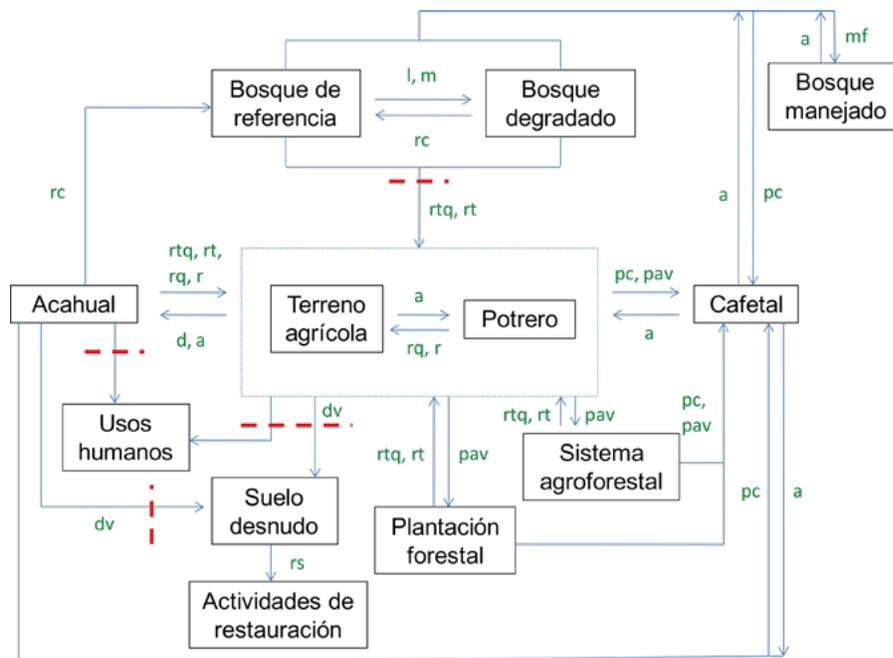


Figura 1. Modelo de estados y transiciones (MET) genérico para Chiapas. Fuente: adaptado de Covalada *et al.* (20109b). Estados: Cuadros (tipos de vegetación/ usos del suelo); Transiciones (letras verdes): a: abandono; d: descanso; dv: deslave; ed: eliminación del descanso; l: extracción de leña; m: extracción de madera; mf: manejo forestal; pav: plantación de árboles de valor; pc: plantación de café; r: roza; rc: recuperación; rq: roza-quema; rs: restauración; rt: roza-tumba rtq: roza-tumba-quema; Umbrales: Líneas rojas discontinuas.

Planteamiento y generación de escenarios de intervención

Los escenarios de intervención pueden codiseñarse tanto por productores y usuarios de la tierra, como por tomadores de decisiones o por representaciones de ambos grupos de actores. Lo ideal, en cualquier caso, es hacerlo (en la medida de lo posible) a través de un proceso participativo.

Una vez delimitada la zona sujeta a planeación (por ejemplo, una subcuenca), así como el horizonte temporal de dicha planeación (por ejemplo 30 años) y, partiendo del conocimiento del medio ambiente y el estado socio-económico de dicha región, se puede definir la problemática socioambiental que se pretende resolver.

Como ejemplo, en una determinada subcuenca se han detectado problemas relacionados con: (a) apertura

de zonas de bosque para su utilización con fines agropecuarios; y (b) problema de erosión y pérdida de fertilidad edáfica, asociado a la práctica de agricultura de roza-tumba-quema, y sus variantes, en laderas. Adicionalmente (continuando con el ejemplo), se trata de una región en donde el crecimiento poblacional al interior de los ejidos, o propiedades privadas, causa una creciente presión sobre los recursos, por lo que, para evitar un mayor deterioro ambiental se buscan sistemas productivos sustentables que generen mayores rendimientos para los productores, particularmente para el café, ya que muchos de los habitantes de la región se dedican a dicha actividad, entre otras.

En la Figura 2 se presenta el contenido de la hoja “Planteamiento”, que pretende ayudar a centrar ideas en la fase inicial del diseño de escenarios de intervención en las subcuencas analizadas.

Sub-Cuenca	Coatán
Horizonte temporal de planeación	
Periodo 1 (poner año final del periodo)	2017
Periodo 2 (poner año final del periodo)	2022
Equipo encargado del planteamiento de escenarios	Comité directivo de Ecoschas
Problemática	
Problemática ambiental	
General	<ul style="list-style-type: none"> · Apertura de zonas de bosque para su utilización con fines pecuarios · Problema de erosión y pérdida de fertilidad edáfica, asociado a la práctica de agricultura de roza-tumba-quema en laderas
Cuenca alta	
Cuenca media	
Cuenca baja	
Problemática socio-económica	El crecimiento poblacional en el interior de los ejidos está causando presión creciente sobre los recursos
Productores	
Tipo de productor 1	Ganaderos (pequeños productores: 5-10 cabezas), practican ganadería de montaña, tienen pequeñas parcelas agrícolas
Tipo de productor 2	Cafetaleros: parcelas de 1-2 ha, tienen pequeñas parcelas agrícolas
Objetivos de planeación	
Objetivo 1	Potenciar sistemas productivos sustentables que generen mayores rendimientos para los productores
Objetivo 2	Potenciar sistemas productivos que, a su vez, contribuyan a conservar y mejorar los SE, particularmente carbono y agua
Objetivo 3	
Selección de estados iniciales	
Estado inicial (superficie) (Hoja "Superficies")	DESCRIPCIÓN (Hoja "Diccionario clases INEGI")
PC	PASTIZAL CULTIVADO
TP	AGRICULTURA DE TEMPORAL DE CICLO PERMANENTE
TA	AGRICULTURA DE TEMPORAL DE CICLO ANUAL
Selección de estados finales	
Estado final INEGI (Hoja "Superficies")	
PC Mej.	PASTIZAL CULTIVADO MEJORADO
TP Mej.	AGRICULTURA DE TEMPORAL DE CICLO PERMANENTE MEJORADO
TA Mej.	AGRICULTURA DE TEMPORAL DE CICLO ANUAL MEJORADO
En la Hoja "Diccionario usos suelo" puede verse la equivalencia de los usos del suelo de INEGI con los usos del suelo locales considerados (estados finales de los METs).	

Figura 2. Vista de la hoja “Planteamiento” del formato para planteamiento de escenarios de intervención.

Continuando con el ejemplo, se decide proponer la implementación de sistemas silvopastoriles para permitir un uso más racional del suelo en las actividades pecuarias, incorporar prácticas mejoradas en los sistemas de producción de café y, con relación a la problemática agraria, la implementación de sistemas

mejorados de producción de maíz que eviten la pérdida de fertilidad edáfica y erosión en las laderas. En el Cuadro 2 se presentan los proyectos planteados, con la superficie que se pretende abarcar en cada actividad y el horizonte temporal correspondiente.

Cuadro 2. Proyectos planteados (con su horizonte temporal) para abordar la problemática ambiental en la subcuenca ejemplo.

Estado inicial	Estados finales	
	2017	2022
Ganadería extensiva	300 ha de la superficie bajo ganadería extensiva reconvertidas a sistemas agrosilvopastoriles.	
Café natural	500 ha de café con prácticas mejoradas.	
Maíz de temporal		200 ha de superficie bajo sistemas tradicionales de cultivo de maíz reconvertidas a sistemas mejorados.

Utilizando la información de la región se identifican los estados iniciales y finales (*sensu* INEGI) y los estados finales equivalentes de los METs, para cada proyecto (ver Cuadro 3). Por ejemplo, para evaluar el proyecto que pretende transformar 300 ha de ganadería extensiva en sistemas silvopastoriles, se utiliza el estado inicial de INEGI denominado pastizal cultivado (PC) y propone el cambio 300 ha de su

superficie a la clase pastizal cultivado mejorado (PC Mej). Del conocimiento local de la vegetación de la región, asociado a las clases del INEGI (Cuadro 3), el cambio de PC a PC Mej no implica un avance en la sucesión vegetal (permanece en estados de no bosque). Las posibilidades, en este caso, son: pastizal cultivado riego, sistema silvopastoril de doble propósito tropical, sistema silvopastoril de engorda tropical.

Cuadro 3. Estados iniciales y finales de INEGI para los proyectos planteados en la subcuenca ejemplo.

Tipo de proyecto	Estado inicial INEGI	Estado final INEGI
Ganadería extensiva a sistemas silvopastoriles	PC	PC Mej.
Café natural a sistemas mejorados	TP	TP Mej.
Maíz de temporal a sistemas mejorados	TA	TA Mej.

Clases INEGI: PC: pastizal cultivado; TP: agricultura de temporal de ciclo permanente; TA: agricultura de temporal de ciclo anual; Mej.: mejorada.

Una vez conocidos los estados iniciales y finales de INEGI para cada tipo de proyecto y las superficies que se quieren transformar, se genera la matriz de cambios

en las superficies de la subcuenca, tal como se muestra en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Extracto de la matriz de superficies de estados iniciales y finales (clases de INEGI) para la subcuenca del ejemplo.

	METs	INEGI	Uso del Suelo	Estado Final (superficie)											Superficie Total (has)		
				Superficie Total (has)	Sup. Riesgo Def. (has)	PC		PI		TA		TAP		TP		AH	
						Trad.	Mej.	Trad.	Mej.	Trad.	Mej.	Trad.	Mej.	Trad.		Mej.	Grat.
Estado Inicial (superficie)	BM	3639	85.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	BM/YSa	4982	534.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	BM/YSa	2824	142.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	BP	210	20.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	BP/YSa	299	53.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	YM	738	49.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	YM/YSa	146	26.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	YT	122	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	YV	100	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PC	3718	0.0	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300	
	PI	548	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	TA	3775	0.0	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	200	
	TAP	4621	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	TP	10007	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	500	0	0	500	
	AH	3	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	General	Superficie Total (has)	Sup. Riesgo Def. (has)	0	300	0	0	0	200	0	0	0	0	500	0	Totales	

En el Cuadro 4, la columna relativa a la superficie total (ha) se refiere a la superficie que ocupa el uso del suelo en la subcuenca y la superficie en riesgo de deforestación es la superficie promedio esperada por uso del suelo, determinada usando las probabilidades de deforestación disponibles.

Una vez definida la superficie a considerar para cada tipo de proyecto, se definen los años en los que se planea llevar a cabo las actuaciones. Siguiendo el ejemplo, en el año 2017 se pretenden implementar las prácticas mejoradas asociadas a los pastizales cultivados y café y en el 2022 las prácticas agrícolas mejoradas.

El estudio de caso descrito se revisará más adelante hasta definir restricciones en los escenarios a generar y los resultados obtenidos.

Teoría de los medios de vida sostenibles

El planteamiento para desarrollar los elementos para la construcción y jerarquización de escenarios de intervención y toma de decisiones se basa en las teorías de *medios de vida* (*livelihoods*, en inglés) y *estrategias de vida*, como modelo conceptual, para desarrollar modelos mejores para aproximar los procesos de toma de decisiones al nivel de productores/poseedores/ dueños de los recursos naturales. El hogar es la unidad mínima de análisis, por lo que los marcos conceptuales están orientados a esta escala de decisión, además de considerar las escalas de políticas públicas e intereses internacionales.

El análisis de los medios de vida sostenibles (*SLA*, por sus siglas en inglés), a partir de los 1990s se ha utilizado como un enfoque dominante por un número importante de agencias internacionales para la

implementación de intervenciones de desarrollo (Ashley y Carney, 1999; Carney y Neefjes, 1999; Drinkwater y Rusinov, 1999; Eade y Williams, 1995; Frankenberg, 1999; Morse *et al.*, 2009; Oxfam, 1997, 1999). El SLA se define en términos de la habilidad de una unidad social para mejorar sus activos y capacidades ante la presencia de estrés e impactos en el tiempo. SLA intenta identificar los activos importantes del medio de vida, sus tendencias en el tiempo y espacio, así como la naturaleza de los impactos y estrés (medio ambiente, económico y social) en estos activos. Bajo un contexto definido (político, legal, económico, institucional, infraestructura, entre otros), las intervenciones se diseñan para enfocarse en cualquier vulnerabilidad y mejorar el medio de vida (*e.g.* diversificación de actividades, esquemas de protección ante riesgos, etc.). SLA es un enfoque que se basa en evidencia de los elementos de los medios de vida.

Aunque SLA es un modelo de intervención que parece razonable y lógico, su implementación práctica no es simple, además de presentar limitaciones en las bases conceptuales. El enfoque de los medios de vida sostenibles se planteó por Chambers y Conway (1992), definiendo el término como “un medio de vida que se conforma de las capacidades, activos (almacenes, recursos, reclamaciones y acceso) y actividades requeridas para subsistir; un medio de vida es sostenible en cuanto pueda cubrir y recuperarse del estrés e impactos, mantener y mejorar sus capacidades y activos y, suministrar oportunidades de medios de vida sostenibles para la siguiente generación, los cuales contribuyen con beneficios netos a otros medios de vida en los niveles locales y globales en el corto y largo plazo”. De acuerdo con esta definición, el requerimiento de que un medio de vida debe recuperarse

del *estrés e impactos* es básico, así como la necesidad de *mantener y mejorar* las capacidades y activos para el futuro. Esto es, la *resiliencia* a perturbaciones, la cual es un requisito de medio de vida, que plantea que el tema de adaptación en cambio climático es un objetivo central, además de los procesos de aprendizaje y auto-organización en torno a estrategias de mitigación asociadas al manejo sostenible de los activos. Carney (1998) define la sostenibilidad de los medios de vida en forma similar a Chambers y Conway (1992), pero agrega la condición de no degradar la base de recursos naturales.

Desde la perspectiva de los medios de vida sostenible, los enfoques utilizan *capitales múltiples* (natural, humano, social, físico y económico-financiero) para analizarlos en el contexto de vulnerabilidad en que se presentan. Los cinco capitales de los medios de vida sostenibles se presentan generalmente usando un polígono y se definen como (Scoones, 1998):

- 1) Capital natural: almacenes de recursos naturales (suelo, agua, aire, recursos genéticos, etc.) y servicios ambientales (ciclo hidrológico, sumideros de contaminantes, etc.).
- 2) Capital humano: habilidades, conocimiento, capacidad laboral (incluye buena salud y capacidad física).
- 3) Capital social: recursos sociales (redes, relaciones sociales, afiliaciones, asociaciones, etc.).
- 4) Capital físico: infraestructura (edificios, caminos), equipo de producción y tecnologías.
- 5) Capital económico-financiero: base de capital (efectivo, crédito/deudas y otros activos económico-financieros).

Estos activos se evalúan en términos de las contribuciones que puedan hacer en mejorar los medios de vida sostenibles, en el contexto de vulnerabilidad en que existen, sus tendencias, estrés e impactos, además de las instituciones y de políticas en que están inmersos.

SLA puede considerarse de diferentes maneras (Farrington, 2001):

- a). Como un conjunto de principios para guiar las intervenciones de desarrollo.
- b). Como un marco analítico para entender el análisis de escenarios de intervención.

- c). Como un objetivo general de desarrollo.

El enfoque de formas múltiples de aplicar el SLA lo ha hecho popular en las agencias de ayuda internacional. Los medios de vida sostenibles tienen algunas raíces en el enfoque de desarrollo humano (Sen, 1984, 1985), que ha adoptado el Programa de las Naciones Unidas para Desarrollo (UNDP, por sus siglas en inglés). UNDP (1990) define al desarrollo humano como el proceso de ampliar las opciones de la gente. En este sentido, en relación a los medios de vida de los hogares, el desarrollo humano puede considerarse como una ampliación de las opciones (ampliación de los activos o capitales), productivas o no, disponibles. UNDP (1990) plantea que “después de todo, es para la gente, no para los árboles, lo que necesita ampliarse en relación a las opciones a futuro”. En este sentido, SLA se centra en la gente y no en la base de recursos. Esto implica un enfoque holístico con relación a los activos y sus flujos, así como los hogares y comunidades (Carney, 1998).

SLA es un enfoque basado en evidencia para la definición de sus principios. Aunque este tipo de desarrollo no es nuevo (Pawson, 2006; Sanderson, 2002), su uso en SLA plantea un esquema *de abajo hacia arriba* (conocimiento de lo local para definir políticas e intervenciones), en donde la situación de la base de recursos, así como sus restricciones y vulnerabilidades, define la viabilidad del enfoque.

El uso de capitales o activos se usa en enfoques más modernos (TEEB, 2018), aunque es posible utilizar otros esquemas en función de los objetivos planteados. Por ejemplo, en la visión de servicios ecosistémicos (SE) y biodiversidad, TEEB (2009) plantean el uso de los SE (provisión, regulación, etc.) para analizar su impacto en el bienestar humano (económico, social y ecológico), a través de indicadores asociados a cada dimensión analizada. El punto central de un marco conceptual es establecer una referencia para definir el estado actual y analizar los cambios a futuro al aplicar escenarios y así evaluar los resultados para la toma de decisiones.

Estrategia de los medios de vida

Asociadas a los enfoques de medios de vida sostenibles, las estrategias de los medios de vida plantean una integración de la escala local con agregaciones de nivel superior (estado e internacional).

En el medio rural habitan diferentes tipos de productores que tratan de cumplir sus objetivos

internos con la implementación de diferentes sistemas de producción. Los elementos básicos en los cuales los productores basan sus decisiones son sus propios

objetivos y las restricciones con las que se enfrentan (Kragten *et al.*, 2001) (Figura 3).

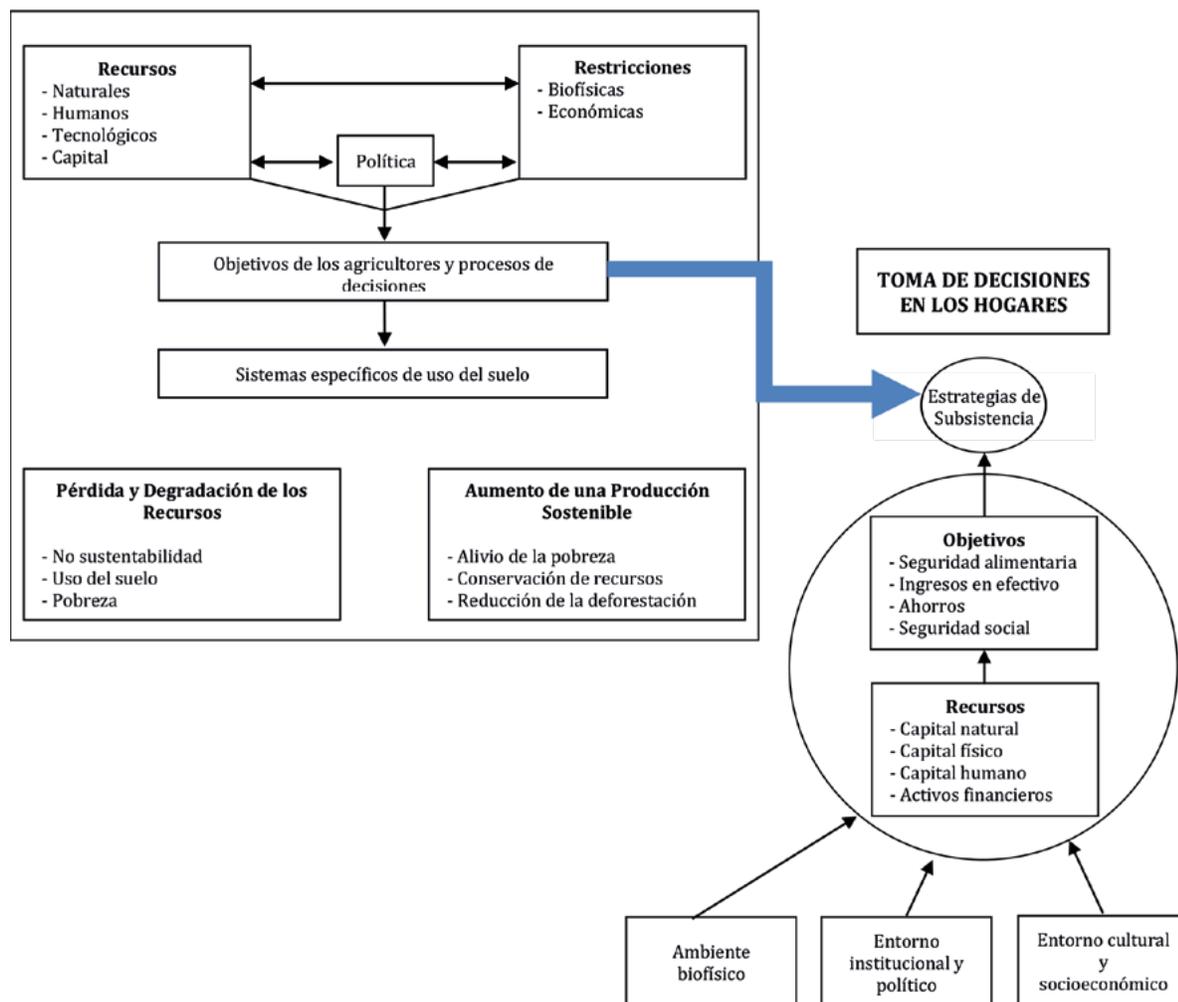


Figura 3. Esquematización del modelo de estrategias de medio de vida (adaptado de Kragten *et al.*, 2001).

La estrategia de los medios de vida plantea la necesidad de entender cómo se toman las decisiones a nivel de hogares, en donde las prácticas no sostenibles se asocian a una falta de opciones de actividades para cumplir sus objetivos. Las decisiones en los hogares y, de alguna manera, el estado de la base de recursos disponibles, es el resultado de la evolución histórica de las decisiones tomadas en función de las opciones disponibles.

Para incorporar la perspectiva de los productores rurales en la toma de decisiones y, con el fin de tener elementos para valorar qué opción de actividad es factible de implementar en función de sus objetivos y opciones disponibles, es necesario entender los procesos asociados.

De acuerdo con la teoría de estrategias de vida, los hogares rurales persiguen, de manera general, los siguientes objetivos:

- 1) Asegurarse provisiones de comida y bienes esenciales de subsistencia.
- 2) Disponer de dinero en efectivo para comprar bienes y servicios.
- 3) Tener ahorros (para cubrir necesidades futuras o emergencias).
- 4) Seguridad social (para asegurarse el acceso futuro a bienes de subsistencia y recursos productivos).

Las opciones y restricciones, por su parte, se dan en dos niveles: a) en el hogar y b) fuera del hogar.

a) En el hogar: los productores y sus familias buscan alcanzar objetivos con los recursos a los cuales tienen acceso. Este acceso a recursos depende de su posición, es decir, la posibilidad de acceso de la familia a/o posesión de: capital humano (conocimiento, habilidades, salud, fuerza de trabajo), recursos naturales (tierras, árboles, ganado, etc.), capital físico (maquinaria, herramientas, aperos agrícolas, etc.), activos financieros (ganancias, créditos, ahorros). La posición de una familia con relación a los recursos (acceso/posesión), es un factor fundamental que define la formulación de sus objetivos y, en consecuencia, las decisiones en cuanto a la elección de estrategias de vida a adoptar. Por ejemplo, un hogar que se encuentra en el límite de la línea de pobreza no adoptará un uso del

suelo que suponga una fuerte inversión o requiera mucho tiempo en producir cosecha o beneficios.

b) Fuera del hogar: más allá del núcleo familiar u hogar, las condiciones del medio (en sentido amplio) en el que habita una familia, también pueden aportar opciones y/o restricciones con capacidad de influir en el proceso de toma de decisiones familiar y sus objetivos (condiciones ambientales, socio-económicas, socio-culturales, institucionales y políticas).

Como se muestra en la Figura 4, los productores llevan a cabo un proceso interno de toma de decisiones, en función de sus propios objetivos e influenciados por diferentes factores que actúan dentro y fuera del hogar. Como resultado, toman decisiones en respecto a los usos del suelo o prácticas de manejo que son factibles y deseables para ellos. El sistema adoptado, sin embargo, puede o no ser sustentable y mantener o mejorar los servicios ecosistémicos y biodiversidad, o no.

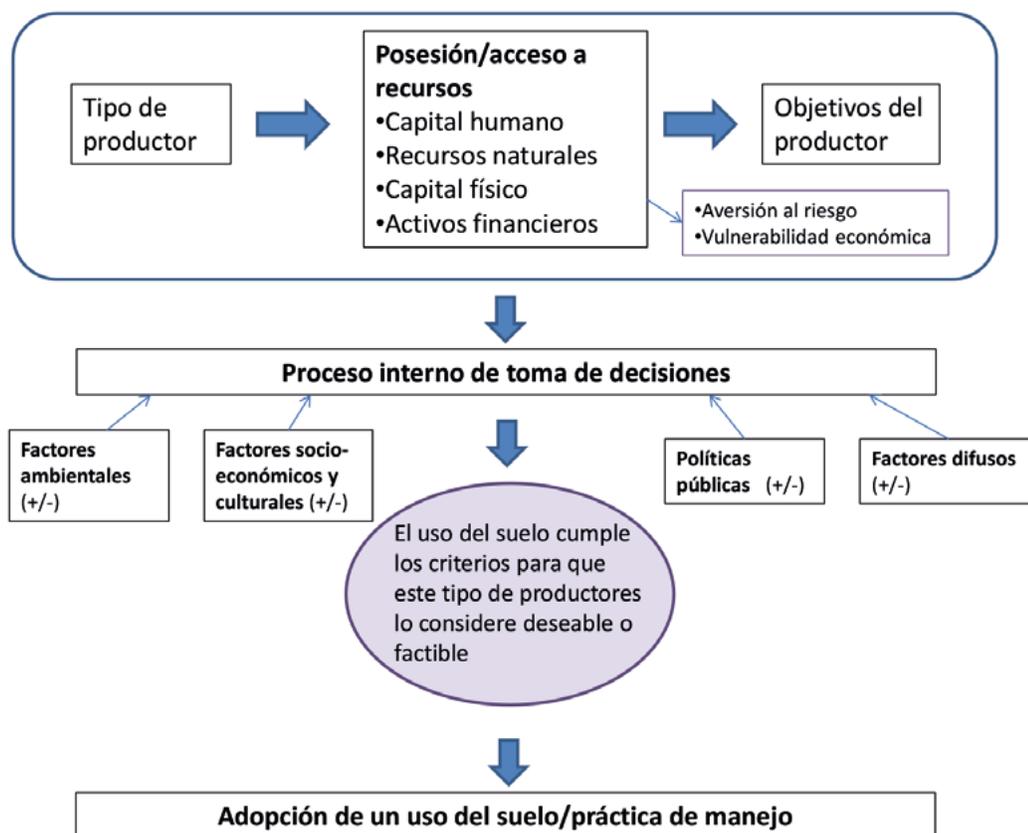


Figura 4. Factores que influyen en el proceso de toma de decisiones en relación con los usos del suelo por parte de los productores (Modificado de Kragten *et al.*, 2001).

El inclinar la adopción, por parte de los productores, hacia prácticas que eviten la deforestación y degradación de bosques, por ejemplo, sistemas sustentables y benéficos para los servicios ecosistémicos y biodiversidad, debe conducirse desde la comprensión de sus necesidades y objetivos, buscando crear las condiciones propicias, para minimizar y mitigar las restricciones.

El modelo de estrategias de medios de vida, sostenibles o no, define la necesidad de orientar acciones de intervención a nivel local en función de los deseos e intereses de los propietarios/usuarios de los recursos naturales, en función del estado de su base de recursos, las restricciones y obstáculos asociados a éstos.

Indicadores/métricas de la estrategia de medios de vida

La teoría de medios de vida y planteamientos similares, requieren de perspectivas multidimensionales (multicriterios) para evaluar el resultado de las intervenciones. En los temas ambientales y socioeconómicos, la consideración de la perspectiva de los productores (hogar), del Estado (federal, estatal y municipal) y la internacional (*e.g.* CMNUCC), plantea la necesidad de buscar *soluciones compromiso (tradeoffs, en inglés)* para definir la *mejor* opción (Tomich *et al.*, 1998) con relación a acciones de intervención basadas en la generación de escenarios.

Por ejemplo, para tener las principales dimensiones/ factores que inciden en un cambio de uso del suelo, se han usado matrices de cambios (Vosti *et al.*, 2000; Vosti y Witcover, 1996) que permiten evaluar múltiples dimensiones en la toma de decisiones (multiobjetivo). La matriz general considera los sistemas de uso del suelo, los intereses ambientales globales, los intereses agronómicos de los actores locales, los intereses socioeconómicos de los actores locales y los requerimientos institucionales, entre otros. Asociada a la matriz general está la matriz de redituabilidad, con diferentes métricas, así como las matrices de requerimientos de trabajo, de seguridad alimentaria del hogar, de capacidad institucional *vis-a-vis*, necesidades institucionales específicas al sistema, principalmente. Las matrices están compuestas de decenas de indicadores, cuantitativos y cualitativos, para comprender los cambios implicados en el proceso de toma de decisiones, desde diferentes perspectivas.

Las matrices de información son un vehículo para comunicar y entender las intervenciones de políticas públicas y visualizar *ganadores y perdedores*, ya que toda toma de decisión tiene un lado positivo y uno negativo.

Modelo de cambio de posiciones en los medios de vida

La Figura 5 (Shiferaw y Bantillan, 2004) muestra un modelo conceptual para evaluar los cambios producidos por una decisión de cambio de uso del suelo, el cual puede usarse para evaluar escenarios de acciones de intervención en los ecosistemas terrestres.

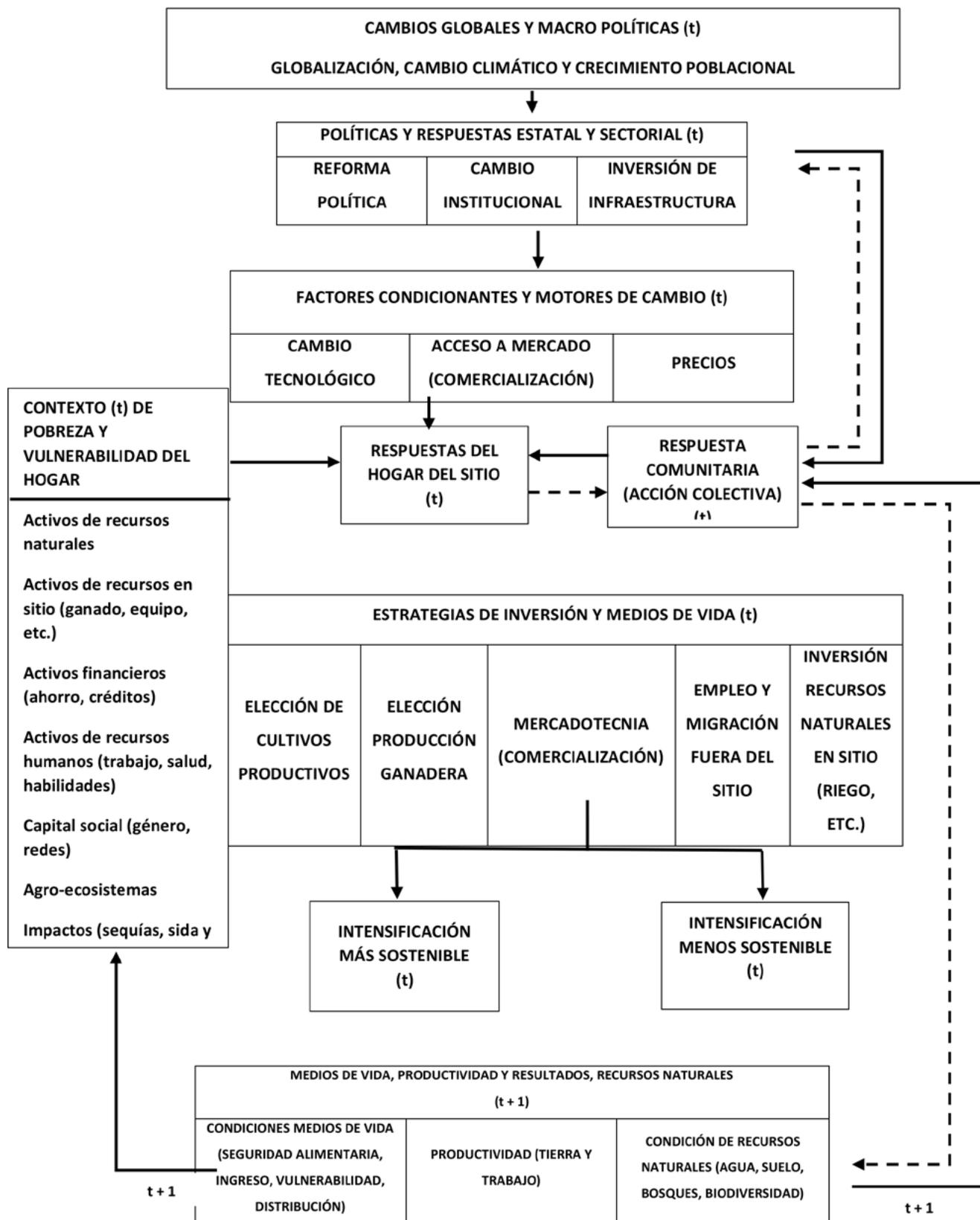


Figura 5. Modelo conceptual de cambios temporales en los medios de vida.

El modelo de la Figura 5, simplemente indica los cambios producto de intervenciones y su impacto en las métricas o indicadores utilizados, de acuerdo con el modelo conceptual que se utilice. Este tipo de modelos conceptuales puede ser operativo usando los desarrollos del Programa Mexicano del Carbono (escenarios de intervención orientados al carbono) (Covaleda *et al.*, 2016, 2017, 2018, 2019a) en los que se utilizan multicriterios (diferentes intereses de los actores en los cambios analizados) para poder analizar impactos en las diferentes dimensiones asociadas a la evaluación.

Adicionalmente a métricas asociadas a los efectos de los cambios de actividades, es necesario considerar métricas de obstáculos y barreras, así como de condiciones facilitadoras para lograr los cambios propuestos. Uno de los objetivos asociados a las intervenciones para incrementar almacenes de carbono, o reducir las emisiones de GEI, es mejorar el carácter democrático de la gobernanza de los recursos naturales (Libert-Amico y Trench, 2016). Al respecto, es posible utilizar indicadores de los requisitos o propiedades de los dueños y de los que usufructúan la tierra y recursos naturales, además de condiciones para la gobernanza, para que ésta se desarrolle (Paz-Pellat y Covaleda, 2019a).

Información y conocimiento

Un problema inherente al lenguaje de las ciencias sociales, naturales y exactas, es la valoración de la información. Desde el punto de vista del cambio climático, el lenguaje probabilístico se ha usado como medio para caracterizar la incertidumbre de las estimaciones (IPCC, 2006), mediante la perspectiva de métricas de precisión y no sesgo, como sus principales herramientas. Este marco conceptual es restrictivo, por lo que es posible su expansión desde dos posiciones. Desde la visión de la aproximación de *abajo hacia arriba*, la teoría generalizada de la información (Klir, 2006) o *Generalized Information Theory* (GIT), la incertidumbre se conceptualiza como una deficiencia de información (incompleta, imprecisa, fragmentada, no confiable, vaga, contradictoria, etc.) y expandiendo la teoría clásica de probabilidad al relajar los requerimientos de aditividad y de límites claros entre clases, para integrar diversas teorías (*e.g.*, probabilidades imprecisas, conjuntos borrosos, teoría de la posibilidad, capacidades), incluido el uso de variables lingüísticas (Zadeh, 1975). La GIT produce estimaciones en las que la incertidumbre forma triadas que capturan diferentes

dimensiones de la incertidumbre, para la toma de decisiones. La integración o fusión de diferentes fuentes de información (cuantitativa y cualitativa) se puede plantear bajo el principio de conservación (invarianza) de la incertidumbre; esto es, el dominio de información expresada en una teoría, se transforma en una expresión correspondiente a otra teoría, de tal forma que no se agrega o se elimina información al cambiar de representación (*e.g.*, mezcla de datos *duros* y *blandos*).

En la perspectiva de la aproximación de *arriba hacia abajo*, se puede aplicar la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) o *Generalized Theory of Uncertainty* (GTU), conceptualizando a la incertidumbre como un atributo de la información. La información es vista en términos de restricciones generalizadas en los valores que toman las variables. Cualquier restricción que se introduzca (*e.g.*, conocimiento) reduce la incertidumbre y se considera una fuente de información. Este marco teórico permite la integración de conocimiento para reducir la incertidumbre de la información.

Una alternativa interesante asociada a GTU es el uso de números-Z (Bahrami *et al.*, 2018; Zadeh, 2011), que integra la información blanda con su confiabilidad, permitiendo un enfoque generalizado para la toma de decisiones bajo condiciones de incertidumbre e imprecisión.

Evaluación de escenarios y soluciones compromiso

El desarrollo de escenarios de intervención, o de otro tipo, genera cambios en los valores de las métricas o indicadores utilizados, más allá de los cambios en los almacenes de carbono en los distintos tipos de vegetación o uso del suelo en la región de análisis. Aunque hay actividades (pasar de un estado A a uno B en esquemas tipo METs) que generan ganancias importantes en los almacenes de carbono, asociadas a estas actividades hay contradicciones socioambientales (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018) que deben resolverse para que sean viables.

Para generar escenarios es necesario caracterizar a los productores (hogares o familias, UPF = unidad de producción familiar) de modo que sea posible modelar métricas asociadas a evaluar los cambios y definir contradicciones o trade-offs (soluciones compromiso). Por ejemplo, Reyna-Ramírez *et al.* (2020) analizan el flujo de nutrientes, trabajo y dinero en las UPFs de dos zonas de estudio (Figura 6), con el objetivo de rediseñar granjas agrícolas.

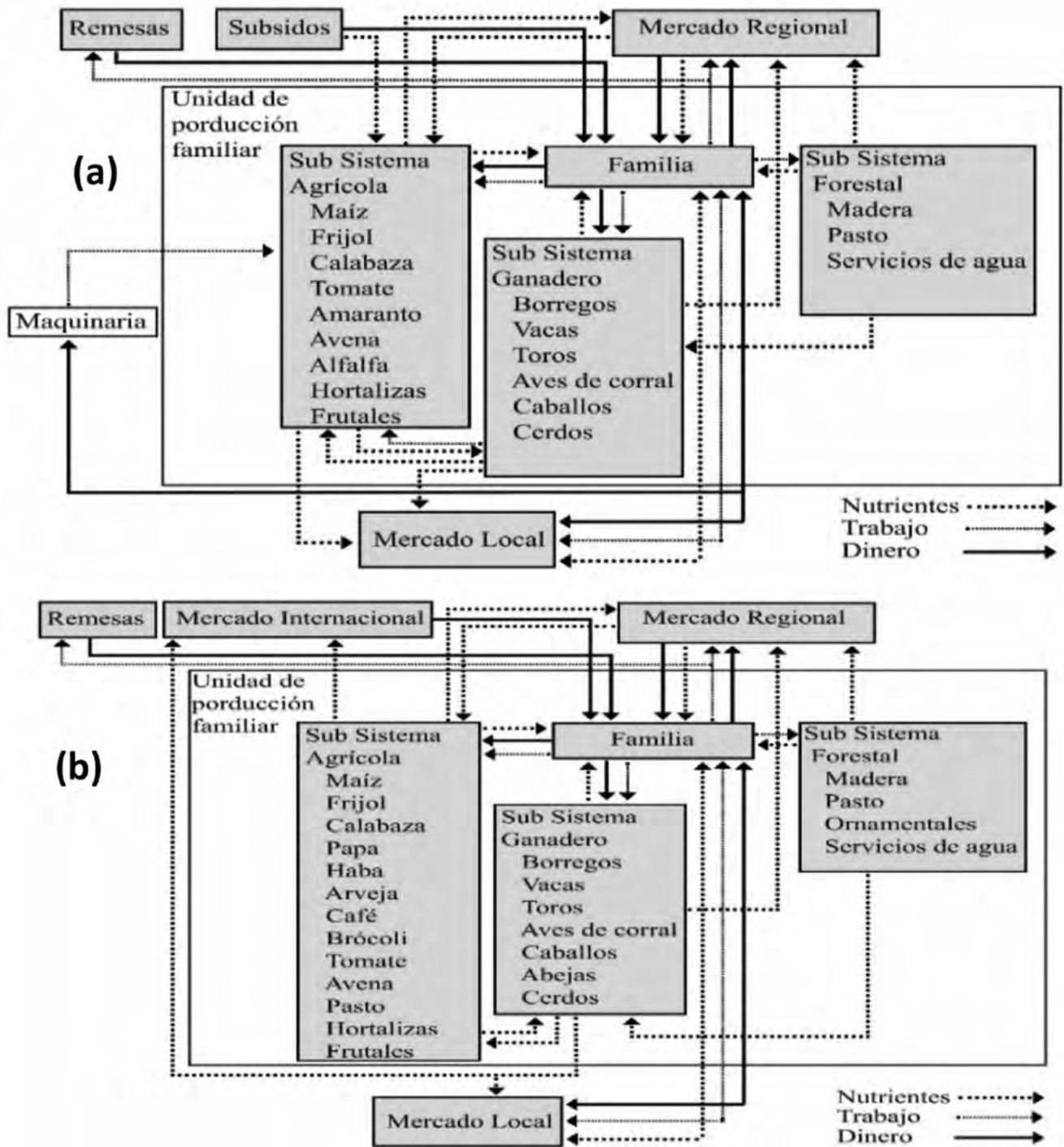


Figura 6. Diagramas de flujo de nutrientes, trabajo y dinero de UPFs. (a) Mixteca oaxaqueña y (b) Altiplano guatemalteco.

Caracterizadas las UPFs regionales es posible desarrollar tipologías con las métricas implementadas para analizar escenarios, en este caso orientados a la generación de alternativas de manejo o nuevas

actividades para las granjas. En la Figura 7 se muestran las tipologías desarrolladas con el uso de técnicas multivariadas.

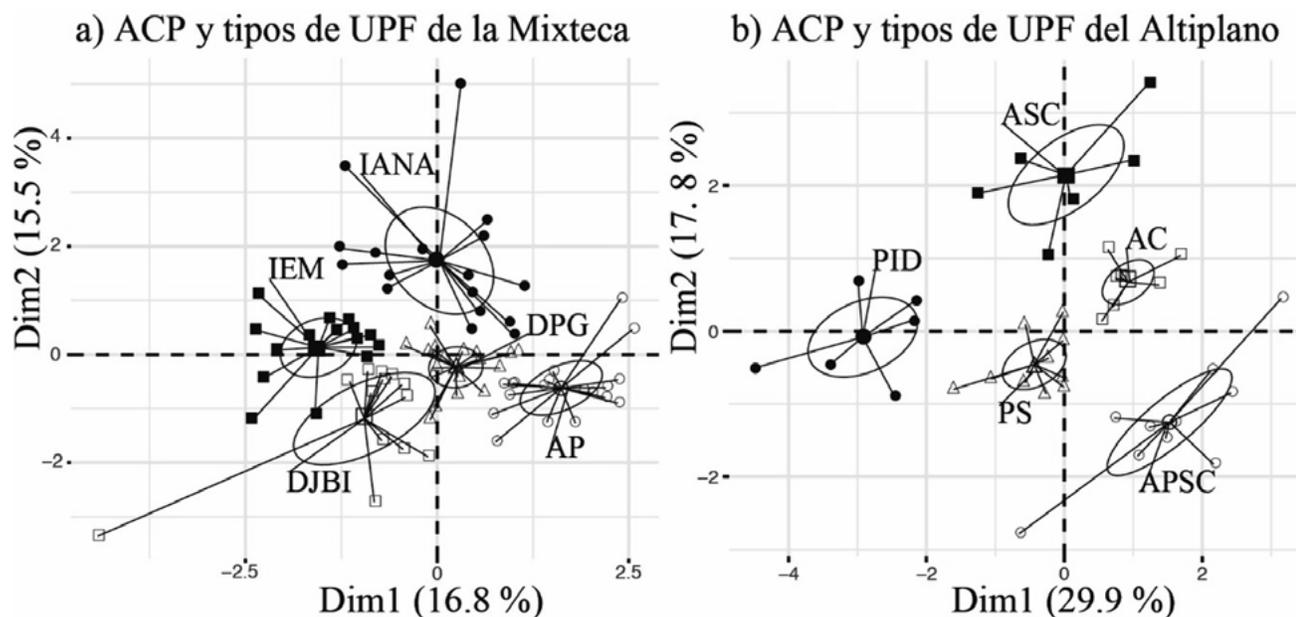


Figura 7. Análisis de Componentes Principales (ACP) para establecer tipologías de las UPFs para: (a) Mixteca y (b) Altiplano. AP = agropecuarias; DJBI = dependientes de jornales agrícolas externos y bajos ingresos monetarios; DPG = dependientes de programas gubernamentales; IANA = ingresos altos no-agrícolas; PID = pequeñas de ingresos diversificados y ASC = agrícolas semi-comerciales.

En la dimensión de los intereses de las UPFs, se pueden analizar diferentes escenarios de intervención para rediseñar las granjas o predios y sus actividades (Reyna-Ramírez *et al.*, 2018).

La *optimización* de un sistema con múltiples indicadores y criterios, definidos los objetivos, se hace mediante el análisis multicriterio (Department for Communities and Local Government, 2009). La forma más simple de realizar esta tarea es definir una escala de valor (e.g. de 0 a 3; 0 es neutral y 3 el más importante), asignarla a todos los criterios (dimensiones) y ponderar éstos por su importancia con relación al objetivo. La *mejor* opción es la que tenga mayor puntaje. Este enfoque simplista prioriza criterios con relación a los demás, por lo que habrá *ganadores* y *perdedores* en función a la asignación de prioridades de los escenarios. Un esquema comúnmente utilizado es definir fronteras de eficiencia de las alternativas evaluadas (Mora *et al.*, 2016), para seleccionar alternativas que estén más cercanas a las fronteras definidas.

En la práctica de escenarios de intervención, se tienen múltiples criterios e indicadores (Flores-Sánchez *et al.*, 2014; Paz *et al.*, 2012), por lo que se pueden definir criterios diferentes en función de obtener soluciones compromiso. Un enfoque conveniente de evaluación de escenarios es el uso del concepto de eficiencia de Pareto o frontera de Pareto (Groot *et al.*, 2012; Kanter

et al., 2018), que señala que los escenarios (actividades o procesos) son óptimos cuando su evaluación no es peor que cualquier otro escenario para todos los objetivos definidos (cuando éstos funcionan igual o mejor que cualquier otro escenario en al menos un objetivo). Desde una perspectiva integral, la eficiencia de Pareto es una situación donde no hay escenario o criterio de preferencia que pueda mejor sin hacer, al menos, otro escenario peor o sin pérdida alguna. Este tipo de soluciones compromisos implica que en cada opción no Pareto óptima hay opciones perdedoras. No obstante, la opción o escenario seleccionada tiene costos colaterales asociados desde el punto de vista de otras dimensiones o criterios. Por ejemplo, la expansión de la frontera agrícola en una zona puede ser óptima para incrementar los ingresos de los productores y generar alimentos, pero perjudicial desde el punto de vista de emisiones GEI o pérdida de la biodiversidad.

Para el ejemplo de escenarios de intervención planteado en secciones anteriores, la priorización de criterios tiene por objetivo establecer una jerarquía de intereses; es decir, darle mayor o menor peso a los diferentes componentes y subcomponentes que se pueden analizar en los escenarios y que incluyen variables ambientales relacionadas con diferentes objetivos (carbono, agua y biodiversidad) y variables socio-económicas.

En la matriz de priorización de intereses (Cuadro 5) es posible definir escenarios diferentes, en los que se puede dar mayor o menor peso a los componentes y subcomponentes susceptibles de evaluar. Las últimas dos líneas de la matriz tratan de definir el nivel de interés por parte de los productores y/o de los políticos/tomadores de decisiones, incluyendo la aversión al riesgo de los productores. Esto es, productores en niveles de subsistencia tienen una alta aversión al riesgo que implica adoptar cambios de uso del suelo o prácticas de manejo, que no generan recursos en forma inmediata, al menos, para su alimentación. Productores capitalizados o con dependencia de otras fuentes de ingresos más allá de la tierra, tienen una baja aversión al riesgo para tomar decisiones en cuanto a cambios en sus patrones de manejo de la tierra y pueden esperar ingresos a mediano o largo plazo (e.g. plantaciones forestales), sin poner en riesgo su subsistencia.

Para poder focalizar las posibles implementaciones de escenarios de intervención en una región, es necesario el desarrollo de tipologías de los productores, que permitan analizar sus objetivos o intereses (Covaleda *et al.*, 2014).

La priorización de intereses del tomador de decisiones o analista, usa criterios múltiples, muchos de ellos en conflicto entre sí, para analizar las actividades (estados en los METs) que cumplen las restricciones impuestas. El uso de indicadores múltiples permite la flexibilidad suficiente para adaptarse a visiones particulares de los usuarios / actores. En el caso del ejemplo, los criterios usados para el análisis multi-criterio y multi-objetivo fueron:

- Carbono. Se consideró el caso de REDD+ y sus subcomponentes, así como el del sector agropecuario y sus subcomponentes.
- Biodiversidad Vegetal. El único criterio que se consideró fue la riqueza de especies / grupos funcionales de plantas vasculares o leñosas. No se consideraron criterios a escala de paisaje dado que no se pueden agregar los indicadores sin la consideración explícita del escalamiento (función riqueza – área).
- Agua. Los subcomponentes considerados fueron cantidad (m³ de agua totales de recarga subterránea), estacionalidad (gastos mínimos y máximos de agua) y calidad (erosión-sedimentación).

- Seguridad Alimentaria. Los subcomponentes de dotación de alimentos fueron la generación de cultivos para autoabastecimiento y la compra de alimentos por intercambio de dinero o por ingresos generados por empleo.
- Reducción de Pobreza. Se consideró la reducción de la pobreza vía producción de alimentos o generación de ingresos por actividades productivas o empleos.
- Empleo. Los subcomponentes considerados fueron la creación de empleos y retornos al empleo sin ninguna restricción (genérico) y la creación de empleos sin problemas de equidad de género (e.g. trabajo de la mujer, ancianos, niños).
- Financiamiento. Los subcomponentes considerados fueron que el proyecto (cambio de uso del suelo o práctica mejorada) fuera bancable (existencia de línea de crédito y rentabilidad financiera) o que el financiamiento pudiera obtenerse de otras fuentes no bancarias (e.g. prestamistas, recursos propios, etc.).
- Interés del Productor y Aversión al Riesgo del Productor. Para poder desarrollar escenarios desde la perspectiva del productor (rentabilidad del proyecto, conocimiento y habilidades técnicas, posición de recursos, etc.) se consideraron estos criterios de priorización. La aversión al riesgo del productor permite orientar los escenarios hacia cambios de uso del suelo y prácticas mejoradas en función de la disposición de recursos (financieros, físicos, tierra, trabajo, vulnerabilidad, etc.) por parte de los productores.
- Interés de Políticas Públicas. Este componente se planteó para considerar la perspectiva de los hacendados y tomadores de decisión de políticas públicas.

Los pesos que se asignaron a los componentes y subcomponentes fueron: 0 = neutral, 1 = importancia baja, 2 = importancia media y 3 = importancia alta.

En el Cuadro 5 se presenta un ejemplo de la priorización seleccionada para una subcuenca del ejemplo, se muestra el contraste entre dos escenarios:

El primero otorga un mayor peso a la mejora de los servicios ecosistémicos en la subcuenca, particularmente agua y carbono. Es el que tiene mayor interés para los tomadores de decisiones.

El segundo asigna mayor peso a los componentes relacionados con la seguridad alimentaria, empleo

y financiamiento, siendo de mayor interés para los productores.

Cuando algún componente-subcomponente no se consideró como criterio de priorización, se le asignó un valor de 0 (categoría de neutral) en la matriz.

Cuadro 5. Matriz de priorización de intereses.

Componente	Subcomponente	Priorización de intereses				
		Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5
Carbono - REDD+	Deforestación	0	0			
Carbono - REDD+	Degradación	0	0			
Carbono - REDD+	Incremento de Almacenes	0	0			
Carbono - REDD+	Manejo Forestal Sustentable	0	0			
Carbono - REDD+	Conservación de Almacenes	0	0			
Carbono - Agropecuario	Agrícola	3	1			
Carbono - Agropecuario	Pecuaria	3	1			
Biodiversidad Vegetal	General	2	1			
Agua	Cantidad	3	1			
Agua	Estacionalidad	3	1			
Agua	Calidad	3	1			
Seguridad Alimentaria	Autoabastecimiento	2	3			
Seguridad Alimentaria	Compra de Alimentos	0	3			
Reducción de Pobreza	General	0	0			
Empleo	Genérico	1	3			
Empleo	Equidad de Género	0	0			
Financiamiento	Bancable	1	0			
Financiamiento	Otras fuentes	0	3			
Interés del Productor	General	1	3			
Aversión al Riesgo del Productor	General	1	3			
Interés de Política Pública	General	3	2			

Las transiciones entre clases de INEGI utilizadas para la generación de los escenarios del ejemplo deben traducirse a transiciones entre estados de los METs, las cuales se identifican utilizando la información de la región. Este paso es necesario para que toda la información recopilada con relación al carbono, agua, biodiversidad e información socioeconómica, esté relacionada con transiciones concretas de los modelos de estados y transiciones desarrollados para cada región.

Entre otros indicadores se utilizaron:

Productor-Política Pública 1: contiene información de indicadores relacionados con las restricciones de acceso a diferentes tipos de mercados.

- + Mercados de insumos: restricciones asociadas a los mercados de insumos para el Estado del

MET (e.g. viveros para plántulas, semillas mejoradas, fertilizantes, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.

- + Mercados de productos: restricciones asociadas a los mercados de productos para el Estado (e.g. mercados y precios establecidos para las cosechas, cercanía a mercados, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Mercados de trabajo: restricciones asociadas a los mercados de trabajo para el Estado (e.g. requerimientos de trabajo calificado, trabajo disponible en el hogar, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Mercados de capital: restricciones asociadas a los mercados de capital para el Estado (e.g. disponibilidad de crédito, ahorros, remesas,

etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.

Política Pública-Productor 2: la información con relación a otro tipo de cuestiones que pueden tener relevancia a la hora de implementar un nuevo uso del suelo/práctica de manejo.

- + Información no de mercado: información indirecta requerida para implementar el Estado (e.g. información y capacitación técnica, exceso de intermediarios y mafias). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Problemas regulatorios: cumplimiento de regulaciones formales e informales, para implementar el Estado (e.g. permisos para plantaciones, estado no permitido por usos y costumbres – granjas de puercos en comunidades judías, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Derechos de propiedad: problemas asociados a la tenencia de la tierra al implementar un Estado (e.g. vecindados, esposa e hijos, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Impactos ambientales locales más allá de las parcelas: son los impactos o efectos ambientales en la comunidad, relacionados con la parcela y

el Estado (e.g. prácticas de quemas agrícolas para adoptar plantaciones adyacentes a zonas agrícolas). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.

- + Derechos de propiedad: problemas asociados a la tenencia de la tierra al implementar un Estado (e.g. vecindados, esposa e hijos, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Sesgos de equidad: son problemas asociados a los resultados de adoptar un Estado con relación a problemas de equidad (e.g. cacicazgo, trabajo de la mujer, etc.). Los arreglos sociales pueden compensar estas restricciones.
- + Cooperación social: la cooperación social puede reducir las restricciones en la adopción de un Estado, facilitando el proceso de implementación, por lo que es importante definir si hay restricciones para que se presente.

Continuando con el ejemplo, es posible identificar varias posibilidades de Estados finales de los METs; es decir, desde el uso del suelo/práctica de manejo inicial, es posible modificar a varios estados finales relacionados con los objetivos planteados en el escenario que se pretende analizar (Cuadro 6).

Cuadro 6. Estados iniciales y finales de INEGI y de los METs para los proyectos planteados en la subcuenca ejemplo.

Tipo de proyecto	Estado inicial	Estado inicial	Estado final	Estados finales
	INEGI	METs	INEGI	METs
Ganadería extensiva a sistemas silvopastoriles	PC	PC	PC Mej.	PC-R, SSD-trop, SSE-trop
Café convencional a sistemas mejorados	TP	CN	TP Mej.	CC, CO
Maíz de temporal a MIAF	TA	M-P	TA Mej.	LC, MIAF

Clases INEGI: PC: pastizal cultivado; TP: agricultura de temporal de ciclo permanente; TA: agricultura de temporal de ciclo anual; Mej.: mejorada.

Clases METs: PC: pastizal cultivado, CN: café natural; M-P: cultivo de temporal de maíz bajo el sistema tradicional, agricultura permanente; PC-R: pastizal cultivado de riego; SSD-trop: Sistema silvopastoril doble propósito tropical; SSE-trop: Sistema silvopastoril para engorda tropical; CC: café convencional; CO: Café orgánico; LC: labranza de conservación; M-R: Cultivo de maíz con riego; MIAF: Maíz intercalado con árboles frutales.

En este punto es posible identificar los estados finales deseados o, también, se pueden evaluar distintas opciones en función de las prioridades establecidas en el Cuadro 5. Para el presente ejemplo se realiza una evaluación simplificada de alternativas.

En el Cuadro 5 se definieron dos escenarios, el primero centrado en el impacto sobre los servicios ecosistémicos y el segundo sobre algunas variables socioeconómicas. Para evaluar alternativas en función de estas consideraciones se pueden seleccionar algunas variables de las disponibles:

- Para el escenario 1 las variables seleccionadas fueron:
 - Ganancia/pérdida de carbono total (t C ha⁻¹).

- Para el escenario 2 las variables seleccionadas fueron:
 - Seguridad alimentaria: calorías (kcal/ha/año); proteínas (kcal/ha/año); vía de dotación de alimentos.
 - Empleo: jornales promedio anuales totales (jornales/ha/año).
 - Acceso a financiamiento: mercados de capital.

En el Cuadro 7 se presentan los valores de las variables descritas, que servirán para la selección de estados finales en cada escenario.

Cuadro 7. Comparación de escenarios utilizando algunas variables relacionadas con el carbono, seguridad alimentaria, empleo y acceso a financiamiento.

Proyecto	Escenario 1			Escenario 2			
	Edos. finales	Carbono	Calorías	Proteínas	Vía dotación alimentos	Empleo	Acceso a financiamiento
1	PC-R	1.1	N.a.	N.a.	2	N.d.	2
	SSD-trop	16.0	N.a.	N.a.	3	367.7	1
	SSE-trop	16.0	N.a.	N.a.	3	122.4	1
2	CC	17.6	N.a.	N.a.	2	80	1
	CO	34.6	N.a.	N.a.	2	139.5	1
3	LC	3.1	6,497,000	167.7	1	29	1
	MIAF	14.9	8,979,300	281.5	3	213.7	2

Proyecto: 1: Ganadería extensiva a sistemas silvopastoriles; 2: Café convencional a sistemas mejorados; 3: Maíz de temporal a MIAF; PC: pastizal cultivado, CN: café natural; M-P: cultivo de temporal de maíz bajo el sistema tradicional, agricultura permanente; PC-R: pastizal cultivado de riego; SSD-trop: Sistema silvopastoril doble propósito tropical; SSE-trop: Sistema silvopastoril para engorda tropical; CC: café convencional; CO: Café orgánico; LC: labranza de conservación; M-R: Cultivo de maíz con riego; MIAF: Maíz intercalado con árboles frutales. N.a.: no aplica; N.d.: no disponible.

De acuerdo con el Cuadro 7, los estados finales que más se adecuan a las priorizaciones establecidas en ambos escenarios son:

- Escenario 1:
 - Proyecto 1: SSD-trop y SSE-trop
 - Proyecto 2: CO
 - Proyecto 3: MIAF
- Escenario 2:
 - Proyecto 1: SSD-trop
 - Proyecto 2: CO
 - Proyecto 3: MIAF

COMENTARIOS FINALES

La discusión actual sobre la necesidad de un mayor acoplamiento y trabajo interdisciplinario de las ciencias sociales con las ciencias exactas, constituye el fundamento para presentar una primera aproximación hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México, con base en la modelación de la dinámica del carbono en los diferentes almacenes de los ecosistemas terrestres y agropecuarios. La consideración de otras dimensiones en la generación de escenarios de intervención y definición de soluciones-compromisos, para evaluar el estado del ciclo del carbono y su impacto en múltiples dimensiones asociadas, permite establecer un marco común de trabajo para aprovechar al máximo las experiencias de los integrantes del Programa Mexicano del Carbono.

Las propuestas del presente trabajo, deben considerarse como una primera aproximación para su revisión y posterior estructuración.

LITERATURA CITADA

- Ashley, C. and D. Carney. 1999. Sustainable livelihoods: lessons from early experience. Department for International Development. London. 63 p.
- Ayala-Carrillo, M. R., V. Gutiérrez-Villalpando y E. Zapata-Martelo. 2016. Género, cambio climático y REDD+: experiencias en el tiempo. *Terra Latinoamericana* 34: 139-154.
- Bahrami, S., R. Yaakob, A. Azman and R. Atan. 2018. A review on Z-numbers. *International Journal of Engineering and Technology* 7:487-490.
- Banco Mundial. 2019. Mexico country profile. http://sdwebx.worldbank.org/climateportalb/home.cfm?page=country_profile&CCCode=MEX (Consulta: julio 04,2020).
- Butler, J. H. and S. A. Montzka. 2018. The NOAA Annual Greenhouse Gas Index (AGGI). Global Monitoring Laboratory. <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/aggi.html>. (Consulta: julio 19, 2020).
- Carney, D. 1998. Sustainable rural livelihoods. What contribution can we make? Department of International Development. Russell Press Ltd. Nottingham, UK. 213 p.
- Carney, D. and K. Neefjes. 1999. Livelihood approaches compared. Department for International Finance. United Kingdom. 19 p.
- Chambers, R. and G. Conway. 1992. Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st century. IDS Discussion Paper 296. IDS. Brighton, IK. <https://www.ids.ac.uk/publications/sustainable-rural-livelihoods-practical-concepts-for-the-21st-century/>(Consulta: agosto 31, 2020).
- Chazdon, R. L., V. Gutiérrez, P. H. S. Brancalion, L. Laestadius and M. R. Guariguata. 2020. Co-Creating Conceptual and Working Frameworks for Implementing Forest and Landscape Restoration Based on Core Principles. *Forests* 11: 706.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:87-102.
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* 24: e2401897. DOI:21829/myb.2018.2401897
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34: 97-112.
- Covaleda, S., S. Aguilar, A. Ranero, M. I. Marín y F. Paz. 2014. Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas. Informe técnico preparado para la Alianza MREDD+. ALIANZA México para la reducción de emisiones por deforestación y degradación. México. <http://www.monitoreoforestal.gob.mx/repositorioidigital/items/show/176> (Consulta: septiembre 06, 2020).
- Covaleda-Ocón, S., F. Paz-Pellat y B. de Jong. 2019b. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono de las principales regiones de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 3: 183-226.
- Covaleda-Ocón, S., F. Paz-Pellat, A. Ranero-Puig, M. I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez, B. de Jong, J. D. Etchevers-Barra y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019a. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: Estado de Chiapas. pp. 573-602. En: Paz-Pellat, F., 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.
- Department for Communities and Local Government. 2009. Multi-Criteria Analysis: a manual. Eland House, London. 169 p.
- Díaz-Solis, H., W. E. Grant, M. M. Kothmann, W. R. Teague, F. Paz-Pellat and M. Bolaños-González. 2016. Strategies to reducing GHG emissions in semi-arid rangelands of Mexico. *Terra Latinoamericana* 34: 73-82.
- Drinkwater, M. and T. Rusinov. 1999. Application of CARE's livelihood approach. NRAC. United Kingdom. <https://www.eldis.org/document/A40253> (Consulta: abril 09, 2020).
- Eade, D. and S. Williams. 1995. The Oxfam handbook for development and relief. Oxfam. Oxford. UK and Ireland. 473 p.
- FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture, FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome. <https://www.fao.org/documents/card/es/c/ca3129en/#:~:text=Fragmento%3A-,The%20State%20of%20the%20World's%20Biodiversity%20for%20>

- Food%20and%20Agriculture,for%20food%20and%20agri- culture%20worldwide.&text=It%20is%20essential%20to%20 the,wide%20range%20of%20ecosystem%20services. (Con- sulta: enero 07, 2020).
- Farrington, J. 2001. Sustainable livelihoods, rights and the new architecture of aid. Overseas Development Institute. London, UK. *Natural Resources Perspectives* 42:2-6.
- Flores-Sánchez, D., J. C. J. Groot, E. A. Lantinga, M. J. Kropft and W. A. H. Rossing. 2014. Options to improve family income, labor input and soil organic matter balances by soil management and maize-livestock interactions. Exploration of farm-specific options for a region in Southwest Mexico. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30:373-391. DOI:10.1017/S1742170514000106.
- Frankenberger, T. and M. Drinkwater. 1999. Household livelihood security: a holistic approach addressing poverty and vulnerability. *CARE*. 54 p.
- Friedlingstein, P., M. W. Jones, M. O'Sullivan, R. M. Andrew, D. C. E. Bakker, J. Hauck, C. Le Quéré, G. P. Peters, W. Peters, J. Pongratz, S. Sitch, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, R. S. Alin, P. Anthoni, N. Bates, M. Becker, N. Bellouin, L. Bopp, T. Chau, F. Chevallier, L. Chini, M. Cronin, K. Currie, B. Decharme, L. Djeutchouang, X. Dou, W. Evans, R. Fee- ly, L. Feng, T. Gasser, D. Gilfillan, T. Gkritzalis, G. Grassi, L. Gregor, N. Gruber, Ö. Gürses, I. Harris, R. Houghton, G. Hurtt, Y. Iida, T. Ilyina, I. Luijkx, A. Jain, S. Jones, E. Kato, D. Kennedy, K. Klein-Goldewijk, J. Knauer, J. Korsbakken, A. Körtzinger, P. Landschützer, S. Lauvset, N. Lefèvre, S. Lie- nert, J. Liu, G. Marland, P. McGuire, C. Melton, J. R. Mun- ro, D. R. Nabel, J. E. M. S. S. Nakaoka, Y. Niwa, T. Ono, D. Pierrot, B. Poulter, G. Rehder, L. Resplandy, E. Robertson, C. Rödenbeck, T. Rosan, J. Schwinger, C. Schwingshackl, R. Sé- férian, A. Sutton, C. Sweeney, T. Tanhua, P. Tans, H. Tian, B. Tilbrook, F. Tubiello, G. van der Werf, N. Vuichard, C. Wada, R. Wanninkhof, A. Watson, D. Willis, A. Wiltshire, W. Yuan, C. Yue, X. Yue, S. Zaehle and J. Zeng. 2021. Global Carbon Budget 2021, *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* [preprint]. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-2021-386>.
- García, R. 2006. *Sistemas Complejos. Conceptos, método y funda- mentación epistemológica de la investigación interdisciplinar- ia*. Editorial Gedisa. Barcelona. 199 p.
- Groot, C. J. J., G. J. M. Oomen and W. A. H. Rossing. 2012. Multi-objective optimization and design of farming systems. *Agric- ultural Systems* 110: 63-77.
- Hawthorne, S. D. y Boissiere, M. 2014. Literature review of par- ticipatory measurement, reporting and verification (PMRV). CIFOR Working Paper no. 152. Bogor, Indonesia. 35 p.
- Hristov, A. N., J. M. F. Johnson, C. W. Rice, M. E. Brown, R. T. Conant, S. J. Del Grosso, N. P. Gurwick, C. A. Rotz, U. M. Sainju, R. H. Skinner, T. O. West, B. R. K. Runkle, H. Janzen, S. C. Reed, N. Cavallaro and G. Shrestha. 2018. Chapter 5: Agriculture. pp. 229-263. *In: Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Rome- ro-Lankao and Z. Zhu (eds.). Second State of the Carbon Cy- cle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. U.S. Global Change Research Program. Washington, DC, USA.
- INECC. 2015. *Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernade- ro 2015*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México. [https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/ inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compues- tos-de-efecto-invernadero](https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compues- tos-de-efecto-invernadero) (Consulta: marzo 04, 2020).
- INEGI. 2020. *Censo de Población y Vivienda 2020*. Instituto Na- cional de Estadística y Geografía. Aguascalientes. [https:// www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/](https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/) (Consulta: marzo 19, 2020).
- IPBES. 2019. *Global Assessment Report on Biodiversity and Eco- system Services*, Paris. IPBES secretariat. Bonn, Germany. 1148 p.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Re- port of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. *In: Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 pp.*
- IPCC. 2006. *Agriculture, forestry and other land use IPCC Guide- lines for National Greenhouse Gas Inventories*. *In: Eggleston, H., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (eds.). Pre- pared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.*
- Kanter, D. R., M. Musumba, S. L. R. Wood, C. Palm, J. Antle, P. Balvanera, V. H. Dale, P. Havlik, K. L. Kline, R. J. Scholes, P. Thornton, P. Tittonell and S. Andelman. 2018. Evaluating agriculture trade-offs in the age of sustainable development. *Agricultural Systems* 163:73-88.
- Klir, G. J. 2006. *Uncertainty and Information: Foundations of Generalized Information Theory*. John Wiley and Sons. Inc. 518 p.
- Kragten, M., T. P. Tomich, S. Vostl and J. Gockowki. 2001. Evalua- ting land use systems from a socio-economic perspective. ASB Lecture Note 8. International Centre for Research in Agrofo- restry, Southeast Asian Regional Research Program. Bogor, Indonesia. 32 p.
- Libert-Amico, A. y T. Trench, 2016. Bosques y suelos en el contex- to de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34: 189-209.
- Libert-Amico, A., T. Trench, A. Rodríguez y P. Martínez. 2018. Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones en ecosistemas terrestres. *Ma- dera y Bosques* 24: e2401914.

- Libert-Amico, A. y F. Paz-Pellat. 2018. Del papel a la acción en la mitigación y adaptación al cambio climático: la roya del café en Chiapas. *Madera y Bosques* 24: e2401914. DOI:10.21829/myb.2018.2401914.
- Libert-Amico, A., F. Paz-Pellat, G. Villalobos-Sánchez, M. Fuentes-Ponce y S. Covalada-Ocón. 2019. Capítulo 28: Dimensión social en ecosistemas terrestres. pp. 687-715. En: Paz-Pellat, F., 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.
- Malone, E. L., M. Betsill, S. Hughes, R. Kemp, L. Lutzenhiser, M. Moezzi, B. L. Preston and T. O. West. 2018: Chapter 6: Social science perspectives on carbon. pp. 264-302. *In: Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao and Z. Zhu (eds.). Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. U.S. Global Change Research Program. Washington, DC, USA.
- Martínez, N. y I. Espejel. 2015. La investigación de la gobernanza en México y su aplicabilidad ambiental. *Economía, Sociedad y Territorio* 15: 153-183.
- McCall, M. K., N. Chutz and M. Skutsch. 2016. Moving from Measuring, Reporting, Verification (MRV) of Forest Carbon to Community Mapping, Measuring, Monitoring (MMM): Perspectives from Mexico. *PLoS ONE* 11: e0146038. DOI: 10.1371/journal.pone.0146038.
- McKenzie, E., A. Rosenthal, J. Bemhardt, K. Girvetz, Kovacs, N. Olwero, N. and J. Toft. 2012. Developing Scenarios to Assess Ecosystem Service Tradeoffs: Guidance and case studies for InVEST users. *World Wildlife Fund*, Washington, D.C.
- 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.
- Mora, F., P. Balvanera, E. García-Frapolli, A. Castillo, J. N. Trilleras and D. Cohen-Salgado. 2016. Trade-offs between ecosystem services and alternative pathways toward sustainability in a tropical dry forest region. *Ecology and Society* 21:45-58. DOI:10.5751/es-08691-210445.
- Morse, S., B. McNamara and M. Acholo. 2009. Sustainable livelihood approach: critical analysis of theory and practice. *Geographical Paper No. 189*. The University of Reading. United Kingdom. 67 p.
- O'Neill, B. C., E. Kriegler, K. L. Ebi, E. Kemp-Benedict, K. Riahi, D. S. Rothman, B. J. van Ruijven, D. P. van Vuuren, J. Birkmann, K. Kok, M. Levy and W. Solecki. 2017: The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change* 42:169-180. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004.
- ONU. 1992. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Río de Janeiro.
- Oxfam, G. B. 1997. *Exchanging livelihoods – food security edition*. Policy Department. Oxfam. London.
- Oxfam, G. B. 1999. *Exchanging livelihoods – natural resources edition*. Policy Department. Oxfam. London.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532: 49-57.
- Pawson, R. 2006. *Evidence-based policy: a realist perspective*. Sage Publications. London. 208 p.
- Paz, F., S. Covalada y A. Ranero. 2014. Planteamiento de escenarios de intervención asociados a servicios ecosistémicos. Consultoría para Conservación Internacional México, Estudio de Factibilidad para promover el acceso de los usuarios del suelo a mecanismos de mercado de los SE carbono, agua y biodiversidad en la región Sierra-Costa de Chiapas. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. 25 p.
- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: julio 10, 2020).
- Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019b. *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. y S. Covalada. 2019a. Mercados del carbono: gobernanza, dilemas sociales, MRV y estrategias de implementación. *Elementos para Políticas Públicas* 3:105-128.
- 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. S. Velázquez-Rodríguez. 2019c. Capítulo 23: Dinámica del uso del suelo y vegetación. pp. 529-572. En: Paz-Pellat, F., 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.
- Pretty, J. N. 1995. Participatory Learning for Sustainable Agriculture. *World Development* 23: 1247-1263.
- Reyna-Ramírez, C. A., M. H. Fuentes-Ponce, W. A. H. Rossing y S. López-Ridaura. 2020. Caracterización de unidades de producción familiar agropecuarias mesoamericanas. *Agrociencia* 54:259-277.

- Reyna-Ramírez, C. A., L. M. Rodríguez-Sánchez, G. Vela-Correa, J. Etchevers-Barra and M. Fuentes-Ponce. 2018. Redesign to the traditional Mesoamerican agroecosystem based on participative ecological intensification: evaluation of the soil and efficiency of the system. *Agricultural Systems* 165:177-186.
- Sanderson, I. 2002. Evaluation, policy learning and evidence-based policy making. *Public Administration* 80: 1-22.
- Santos, M. 2000. *La Naturaleza del espacio: Técnica y Tiempo, Razón y Emoción*. Editorial Ariel. Barcelona. 348 p.
- Saynes-Santillán, V., J. D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y L. O. Alvarado-Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34: 83-96.
- Scoones, I. 1998. Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis. Working Paper 72. Institute for Development Studies. Brighton, UK. 22 p.
- Sen, A. K. 1984. *Resources, Values and Development*. Harvard University Press. Cambridge, Mass. 560 p.
- Sen, A. K. 1985. *Commodities and Capabilities*. Oxford University Press. Oxford, UK. 104 p.
- Shiferaw, B. and C. Bantillan. 2004. Agriculture, rural poverty and natural resource management in less favored environments: revisiting challenges and conceptual issues. *Food, Agriculture and Environment* 2:328-339.
- Soto-Pinto, L. y G. Jiménez-Ferrer. 2018. Contradicciones socio-ambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques* 24: e2401887. DOI:10.21829/myb.2018.2401887.
- TEEB. 2009. *The Economics of Ecosystem and Biodiversity for National and International Policy Makers*. UN Environment. Geneva. 456 p.
- TEEB. 2018. *TEEB for Agriculture and Food*. Scientific and Economic Foundations. UN Environment. Geneva. 414 p.
- Tomich, T., M. van Noordwijk, S. A. Vosti and J. Witcover. 1998. Agricultural development with rainforest conservation: methods for seeking best bet alternatives to slash-and-burn, with applications to Brazil and Indonesia. *Agricultural Economics* 19: 159-174.
- Trench, T., A. Larson, A. Libert-Amico and A. Ravikumar. 2018. Analyzing multilevel governance in Mexico. Lessons for REDD+ from a study of land-use change and benefit sharing in Chiapas and Yucatán. Working Paper 236. CIFOR, Bogor. 104 p.
- UNDP. 1990. *Human Development Report 1990*. United Nations Development Programme. Human Development Report Office. New York, USA. 141 p.
- van Ruijven, B. J., M. A. Levy, A. Agrawal, F. Biermann, J. Biermann, T. R. Carter, K. L. Ebi, M. Garschagen, B. Jones, R. Jones, E. Kemp-Benedict, M. Kok, K. Kok, M. C. Lemos, P. L. Lucas, B. Orlove, S. Pachauri, T. M. Parris, A. Patwardhan, A. Petersen, B. L. Preston, J. Ribot, D. S. Rothman and V. J. Schweizer. 2014. Enhancing the relevance of shared socioeconomic pathways for climate change impacts, adaptation and vulnerability research. *Climatic Change* 122:481-494. DOI: 10.1007/s10584-013- 0931-0.
- Villaseñor, E., L. Porter-Bolland, F. Escobar, M. R. Guariguata and P. Moreno-Casasola. 2016. Characteristics of participatory monitoring projects and their relationship to decision-making in biological resource management: a review. *Biodiversity and Conservation* 25: 2001-2019. DOI: 10.1007/s10531-016-1184-9.
- Vosti, S. A. and J. Witcover. 1996. Slash-and-burn agriculture – household perspectives. *Agricultural Ecosystems and Environment* 58:23-38.
- Vosti, S. A., J. Witcover, J. Gockowski, T. P. Tomich, C. L. Carpentier, M. Faminow, S. Oliveira and C. Diaw. 2000. Working group on economic and social indicators: report on methods for the ASB best bet matrix. *Alternatives of Slash-and-Burn Agriculture Programme (ASB)*. International Centre for Research in Agroforestry. Nairobi, Kenya. 41 p.
- Willett, W., J. Rockström, B. Loken, M. Springmann, T. Lang, S. Vermeulen, T. Garnett, D. Tilman, F. DeClerck, A. Wood, M. Jonell, M. Clark, L. Gordon, J. Fanzo, C. Hawkes, R. Zurayk, J. A. Rivera, W. De Vries, L. M. Sibanda, A. Afshin, A. Chaudhary, M. Herrero, R. Agustina, F. Branca, A. Lartey, S. Fan, B. Crona, E. Fox, V. Bignet, M. Troell, T. Lindahl, S. Singh, S. E. Cornell, K. S. Reddy, S. Narain, S. Nishtar and C. J. L. Murray. 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393: 447–492.
- Zadeh, L. A. 2006. Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46.
- Zadeh, L. A. 1975. The concept of linguistic variable and its applications to approximate reasoning – I. *Information Sciences* 8:199-251.
- Zadeh, L. A. 2011. A note on Z-numbers. *Information Sciences* 181:2923-2932.

ALMACENES Y DINÁMICA DEL CARBONO EN SELVAS Y BOSQUES DE MÉXICO: PARAMETRIZACIONES Y FUENTES DE INCERTIDUMBRE

STOCKS AND CARBON DYNAMIC IN TEMPERATE AND TROPICAL FORESTS OF MEXICO: PARAMETERIZATIONS AND SOURCES OF UNCERTAINTY

Fernando Paz-Pellat^{1†}, Ben de Jong², Miguel Acosta-Mireles³, Gregorio Ángeles-Peréz⁴, Juan Manuel Dupuy-Rada⁵, Mario Guevara-Santamaría⁶, Mario Manzano-Camarillo⁷, Jorge Méndez-González⁸, Fabiola Rojas-García⁴, Víctor Salas-Aguilar⁹, Lorena Soto-Pinto¹⁰, Benedicto Vargas-Larreta¹¹, Rodrigo Vargas¹², Alma S. Velázquez-Rodríguez¹³, Enrico Yépez-González¹⁴

¹ Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Estado de México, México.

² El Colegio de la Frontera Sur (retirado). Campeche, Campeche, México.

³ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México.

⁴ Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Estado de México.

⁵ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.

⁶ Universidad Nacional Autónoma de México, México.

⁷ Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Monterrey, Nuevo León, México.

⁸ Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México.

⁹ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

¹⁰ El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

¹¹ Instituto Tecnológico El Salto, El Salto, Durango, México.

¹² University of Delaware, Newark, Delaware, U.S.A.

¹³ Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

¹⁴ Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

† Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

Los almacenes y flujos de carbono en los bosques y selvas de México plantean retos importantes para caracterizarlos y modelarlos. En el contexto de trabajos hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México del Programa Mexicano del Carbono, se plantea una hoja de ruta de la estrategia general y elementos constitutivos orientados a los bosques y selvas. En particular, se discute las incertidumbres y parametrizaciones de los modelos dinámicos del carbono para la generación de escenarios para evaluar políticas públicas y acciones de intervención para analizar los impactos en la sociedad. Se discute una propuesta para un modelo generalizado de alometría, incluida su extensión para considerar la incertidumbre, en las estimaciones de los almacenes de carbono. Asimismo, se plantea el desarrollo de modelos dinámicos del carbono simplificados y fáciles de parametrizar, incluidos los modelos de estados y transiciones. El problema de imputación de los almacenes a la escala de país, se discute con relación a los métodos geoestadísticos y de aprendizaje de máquina. Finalmente, se presenta evidencia experimental con relación a la discusión sobre si los bosques que permanecen como bosques incrementan o disminuyen sus almacenes de carbono, concluyéndose que la evidencia plantea que los bosques y selvas son emisores neto y no sumideros.

Palabras clave: estimaciones de C; modelos alométricos; modelos dinámicos; permanencia de bosques.

ABSTRACT

Carbon stocks and fluxes in the Mexican temperate forests and jungles (tropical forests) pose important challenges to characterize and model them. In the context of work towards the Second Report on the Status of the Carbon Cycle in Mexico of the Mexican Carbon Program, a roadmap of the general strategy and constituent elements oriented to forests and jungles is proposed. In particular, it discusses uncertainties and parameterizations of dynamic carbon models for the generation of scenarios to evaluate public policies and management actions to analyze the impacts on society. A proposal for a generalized allometry model, including its extension to account for uncertainty in carbon pool estimates is discussed. Likewise, the development of simplified and easy-to-parameterize dynamic carbon models is proposed, including models of states and transitions. The problem of imputation of carbon stocks at the country scale is discussed in relation to geostatistical methods and machine learning. Finally, experimental evidence is presented in relation to the discussion on whether forests that remain as forests increase or decrease carbon stocks. The evidence suggests that forests and jungles are net emitters and not sinks.

Keywords: *C estimates; allometric models; dynamic models; forest permanence*

INTRODUCCIÓN

La estimación de los almacenes de carbono (C) en la biomasa aérea y subterránea, además de los almacenes de mantillo y madera muerta sobre el suelo y en pie en bosques y selvas (bosques tropicales) es una tarea básica para diagnosticar, hacer inventarios y poder proyectar escenarios futuros del ciclo del C (IPCC, 2003, 2006).

Para el uso de las estimaciones de C de la biomasa viva y muerta de los bosques (bosques y selvas) es necesario definir la incertidumbre asociada (Nickless *et al.*, 2011; Pelletier *et al.*, 2010), particularmente para el mecanismo REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal evitada). Se ha postulado que la incertidumbre de las estimaciones de biomasa o C es, principalmente, función de los errores de muestreo, medición, selección del modelo alométrico, estimación de los parámetros del modelo y representatividad espacial (Chave *et al.*, 2004; Parresol, 1999; Picard *et al.*, 2012, 2015; Sileshi, 2014; Temesgen *et al.*, 2015). La incertidumbre asociada a la selección de un modelo matemático para estimar la biomasa o C de las plantas es la principal fuente de incertidumbre (Molto *et al.*, 2013; Pelletier *et al.*, 2010; Picard *et al.*, 2015).

Con relación a los modelos para convertir mediciones en campo a estimaciones de la biomasa, generalmente se utilizan ecuaciones alométricas por especie y por regiones (Henry *et al.*, 2011; Rojas-

García *et al.*, 2015; Vargas *et al.*, 2017a), por lo cual se ha promocionado la colecta y documentación de bases de datos de ecuaciones alométricas (Cifuentes *et al.*, 2014; Henry *et al.*, 2013, 2015).

Si embargo, el uso de ecuaciones generalizadas en lugar de específicas por especie ha sido planteado como alternativa para simplificar las estimaciones a nivel regional o pantropical (Brown *et al.*, 1989; Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005, 2014; Feldpausch *et al.*, 2012). Estas ecuaciones han sido criticadas por no representar condiciones locales (Ngomanda *et al.*, 2013; Paul *et al.*, 2016; van Breugel *et al.*, 2001) y generar errores mayores a los esperados en comparación con el uso de ecuaciones alométricas específicas locales. El uso de ecuaciones generalizadas por especie y sitio (multi-especies) está limitado por el problema de baja disponibilidad pública de datos medidos en campo (Vargas *et al.*, 2017b).

Un enfoque alternativo, dado el problema de la baja disponibilidad de datos de mediciones, para generar ecuaciones alométricas generalizadas es a través del uso de parámetros de los modelos de ajuste. Por ejemplo, se ha utilizado el modelo alométrico potencial $B=aD^b$, donde B = Biomasa aérea y D = Diámetro normal, de donde se extraen valores (D, B) (uniformemente espaciados en relación a D, generalmente) para las especies a agrupar y así ajustar un modelo alométrico a los valores generados (Pastor *et al.*, 1984). Este enfoque de construcción de ecuaciones alométricas generalizadas se ha usado en Estados Unidos

(Chojnacky *et al.*, 2014; Jenkins *et al.*, 2003) y Europa (Muukkonen, 2007), pero el problema es que las ecuaciones generalizadas representan valores promedio de las ecuaciones específicas, particularmente cuando las ecuaciones específicas se obtienen mediante la transformación logarítmica $\ln(B)=\ln(a)+b\ln(D)$, la cual genera estimaciones sesgadas que requieren corrección (Baskerville, 1972).

La información de inventarios forestales en México (CONAFOR, 2004, 2009; SARH, 1994) de las estimaciones de carbono está disponible para su uso (CONAFOR-SEMARNAT, 2020b; de Jong *et al.*, 2018, 2019a), pero no se reportan las incertidumbres asociadas a nivel de los conglomerados de muestreo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS).

Partiendo de estimaciones precisas y no sesgadas del carbono en los almacenes de la biomasa viva y muerta de los bosques, se requiere la expansión de éstas a escala nacional, por lo que es necesario realizar imputaciones a clases de uso del suelo y vegetación (USyV) en forma directa o utilizando covariables (Wilson *et al.*, 2012, 2013). En el caso de México, las clases de uso del suelo y vegetación (USyV) del Instituto nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 1980) ha sido utilizadas para este escalamiento (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010; Paz *et al.*, 2019b), pero sin estimaciones directas de la incertidumbre asociada. Con relación a las etiquetas de las clases de USyV del INEGI, además de posibles errores en las clases definidas por las etiquetas (CONAFOR-INECC, 2020a y b), la sucesión de la vegetación es considerada como sinónimo de degradación (de Jong *et al.*, 2006, 2009). La consideración de la degradación forestal con relación a los almacenes de C tiene grandes retos (Vargas *et al.*, 2013), particularmente porque la resiliencia de los almacenes y la recuperación de éstos ante perturbaciones (Chazdon *et al.*, 2016; Poorter *et al.*, 2016) dificultan la separación de los bosques primarios de los bosques secundarios (Liu *et al.*, 2013).

Otro enfoque usado en México (CONAFOR-SEMARNAT, 2020a y b) está basado en los muestreos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2004, 2009); donde se utilizan supuestos de representatividad espacial de los conglomerados de muestreo del INFyS en las clases de USyV de México.

México ha reportado inventarios nacionales de emisiones de gases y compuesto de efecto invernadero (INEG y CEI) ante la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) a través de

comunicados nacionales e informes bienales (INECC y SEMARNAT, 2015, 2018); aunque son contradictorios en cuanto a los datos presentados. En el tercer y cuarto inventario, México reportó que los bosques (sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y forestería) fueron emisores netos de gases efecto invernadero (GEI) (de Jong *et al.*, 2006, 2009), aunque posteriormente (INECC y SEMARNAT, 2015, 2018) reportó que los bosques fueron sumideros de carbono, argumentando que la categoría “Bosques que permanecen como Bosques” incrementó sus almacenes, lo que se ha empleado para establecer la necesidad de modificar el mecanismo REDD para considerar esta situación (Skutsch *et al.*, 2017, 2018). Existe controversia sobre el estado de los bosques maduros, donde algunos autores con base en la tesis de los costos de respiración asociados a la asimilación de carbono (Odum, 1969), han planteado que los bosques maduros están en equilibrio (no incrementan ni reducen la captura de carbono); sin embargo, los costos de respiración de mantenimiento pueden aumentar a medida que se desarrolla la masa forestal y se acumula biomasa (Collalti *et al.*, 2020). Sin embargo, la suposición de que la contribución relativa de la respiración al crecimiento o mantenimiento es una proporción constante de la productividad bruta del ecosistema debe considerar la edad del bosque, el clima y las propiedades del suelo (Collalti y Prentice, 2019). Aunque hay evidencia experimental que soporta la idea de bosques maduros que muestran actividades fotosintéticas y de crecimiento en biomasa importantes (Baker *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 1998, 2008; Rojas-Robles *et al.*, 2020), su contribución real al ciclo del C depende de la aportación de biomasa para descomposición que puede acumularse respondiendo a diferentes mecanismos, tales como la edad, el clima y los incrementos de CO₂ y regímenes de disturbios por eventos extremos o actividades de manejo (Becknell *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2013; Luyssaert *et al.*, 2008; Wright, 2013), así como de los legados de respuestas a eventos de disturbio y/o rutas de sucesión anteriores los cuales podrían cambiar dependiendo de las proyecciones a futuro (Fang *et al.*, 2014). Esta consideración de crecimiento de los bosques maduros (heterogéneos) puede generar sobreestimaciones importantes en modelos de procesos con relación a la productividad primaria neta (Carey *et al.*, 2001). Algunos modelos híbridos (de proceso y empíricos) plantean el crecimiento de los bosques maduros boreales y templados tiende a decrecer con el tiempo (Kurz y Apps, 1994, 1999).

Sin embargo, habría que considerar que los bosques tropicales pueden ser más vulnerables al cambio en el uso del suelo y podrían ser fuente o sumideros de carbono según mediciones de procesos terrestres, atmosféricas y modelación (Baccini *et al.*, 2017; Brienen *et al.*, 2015; Schimel *et al.*, 2015). Considerando el estado de desarrollo y la sucesión ecológica, se estima que los bosques tropicales contribuyen neutralmente al ciclo global del carbono, debido a la alta capacidad de fijar carbono de los bosques maduros intactos (Luyssaert *et al.*, 2007) y en crecimiento, que balancea las emisiones causadas por las altas tasas de deforestación (Mitchard, 2018). También existe evidencia de que los bosques maduros funcionan como fuentes de carbono al sumar los efectos por pérdida de cobertura forestal por efecto de altas temperaturas, sequías, heladas y otros eventos extremos por el cambio climático que limitan su capacidad de asimilar carbono (Bojórquez *et al.*, 2019; Reichstein *et al.*, 2013).

Adicionalmente a los INEG y CEI, México ha reportado niveles de referencia para el mecanismo REDD (CONAFOR-SEMARNAT, 2014, 2015, 2020a y b) con diferentes consideraciones con relación al estado de los bosques.

En términos generales, la implementación de modelos de la dinámica del C en los bosques permite generar posibles escenarios futuros asociados al cambio climático, a políticas públicas o acciones de intervención específicas. En México estos ejercicios han sido realizados con el uso de enfoques simplificados (Maser *et al.*, 1995, 1997, 2001; Sheinbaum y Maser, 2000); aunque también han sido planteados con el uso de modelos de mayor complejidad (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Maser *et al.*, 2003; Ramírez-Martínez *et al.*, 2021), incluido el uso de las perturbaciones definidas en el INFyS y su relación con las estimaciones de carbono (de Jong, 2013).

En este contexto, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) presentó el Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México (Paz-Pellat *et al.*, 2019a), donde se incluyó el capítulo de Bosques y Selvas (de Jong *et al.*, 2019b). Para el año 2023/2024, el PMC tiene planeado el desarrollo del Segundo Reporte, con fuerte orientación a la generación y evaluación de escenarios de cambio climático y de acciones de intervención con el uso de modelos de la dinámica del carbono. Con este propósito, en esta contribución se revisan los elementos constitutivos de una estrategia orientada a los objetivos del Segundo

Reporte, para proponer una hoja de ruta para reducir las incertidumbres e implementar modelos dinámicos del C en bosques y selvas.

Estrategia general hacia el segundo reporte y elementos constitutivos

La estrategia general planteada hacia el Segundo Reporte del PMC es reducir las incertidumbres en las estimaciones y desarrollar un modelo de la dinámica del C en los bosques y selvas de México, para analizar escenarios derivados de la implementación de políticas públicas y programas asociados, además del cambio climático y de acciones de intervención. A continuación, se analizan los elementos constitutivos principales de la estrategia.

Modelos alométricos e incertidumbre

La constitución de una base de ecuaciones alométricas (p.ej. Rojas-García *et al.*, 2015) no implica menor incertidumbre en las estimaciones del C de la vegetación, ya que los parámetros de las ecuaciones alométricas varían en forma intra e interespecífica (Pretzsch y Dieler, 2012) y son dependientes del tipo de bosque o sitio (Fayolle *et al.*, 2016), entre otros factores. Las ecuaciones alométricas generalmente se desarrollan para especies y lugares específicos, por lo que su uso fuera de este contexto conlleva alta incertidumbre (Jenkins *et al.*, 2003; Temesgen *et al.*, 2015), dada la dependencia de los parámetros de las ecuaciones con el tipo de vegetación, clima, estructura de la población, arquitectura de las plantas, condición del sitio y ontogenia, entre otros (Chave *et al.*, 2014; Forrester *et al.*, 2017; Genet *et al.*, 2011; Nuno *et al.*, 2007; Paul *et al.*, 2016; Wutzler *et al.*, 2008).

CONAFOR-SEMARNAT (2020a y b) utilizan el coeficiente de determinación (R^2), y otros criterios adicionales, para seleccionar ecuaciones alométricas a utilizar con los datos del INFyS de la CONAFOR para las especies en los conglomerados de los muestreos. Sin embargo, este procedimiento no garantiza que las estimaciones sean insesgadas debido a que el valor de R^2 es constante y pueden presentarse sub o sobrestimaciones dependiendo del valor y signo de la constante aditiva a de Best = $a + bB_{med}$ (Figura 1).

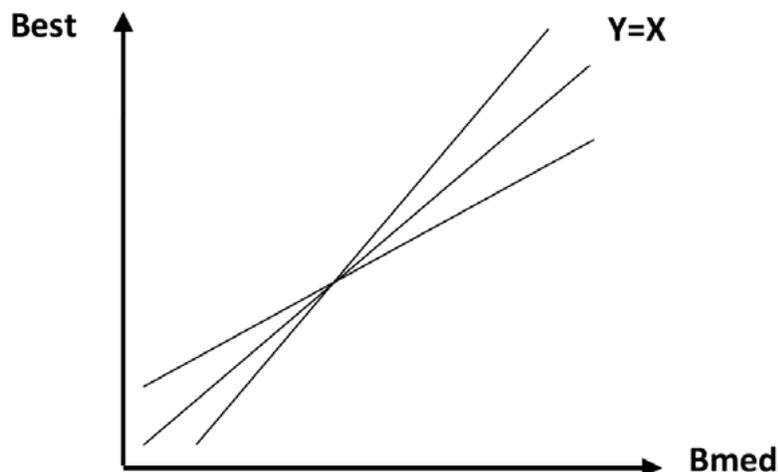


Figura 1. Sesgos en las estimaciones de la biomasa (*Best*) con relación a la medida (*Bmed*), dejando fijo el valor del coeficiente de determinación R^2 .

Wayson *et al.* (2015) proponen un método para generar pseudovalores de las relaciones alométricas a partir de R^2 . Sin embargo, un procedimiento basado en R^2 para seleccionar ecuaciones alométricas no considera sesgos, por lo tanto, las estimaciones realizadas no pueden ser valoradas con relación a los sesgos. Para esto, se requiere evaluar desviaciones (sistemáticas) de la línea $Y = X$ (Figura 1).

El desarrollo de un modelo global multi-sitio y multi-especie que también sea aplicable localmente a nivel de sitio o especie, basado en información de inventarios, es necesario para reducir sesgos en el uso de ecuaciones alométricas desarrolladas en un sitio y usadas en otros, bajo el supuesto de tener una compilación de ecuaciones completa a nivel de especie. Un esquema alternativo de desarrollo de estas ecuaciones es el planteado por Paz (2021), donde la estructura de la ecuación utilizada es:

$$B = a_{vd}(\rho D^2 H) FC_{ER} \quad (1)$$

donde B (kg) es la biomasa aérea, a_{vd} es una constante empírica válida para todos los sitios y todas las especies, ρ (g cm^3) es la densidad de la madera, D (cm) el diámetro normal (medido a la altura de 1.3m), H (m) es la altura total del árbol y FC_{ER} es el factor de corrección del estimador de razón (Snowdon, 1991) de la transformación logarítmica a aritmética. Para el ajuste del modelo deben considerarse dos elementos de la incertidumbre del mismo: precisión y no sesgo. Para la precisión, a_{vd} se estima de la transformación

logarítmica de la relación (1) usando regresión lineal, pero minimizando el promedio del error absoluto Abs ($Best - Bmed$), con est = estimado y med = medido, para reducir el sesgo, manteniendo una precisión similar al uso de minimizar el error cuadrático de las regresiones lineales clásicas. La reducción del sesgo en el espacio logarítmico para estimar a_{vd} no garantiza que también lo haga en el espacio aritmético al realizar la transformación inversa, por lo que es necesario esta corrección usando el factor de corrección:

$$FC_{ER} = \frac{\text{Promedio}(Bmed)}{\text{Promedio}(Best)} \quad (2)$$

donde $Best$ se refiere a la B estimada en el espacio logarítmico y transformada al aritmético con $FC = 1$. La aplicación de FC_{ER} garantiza que la transformación inversa de la estimación pase por el origen o cerca de él, con sesgo mínimo. FC_{ER} puede estimarse de estadísticas de ρ , D y H de las mediciones (Paz, 2021). La Figura 2 muestra los resultados de aplicar el modelo (1), con $a_{vd} = 0.0595$, para la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RECM), para el caso de una base de datos pantropical, con 58 sitios distribuidos a nivel mundial (Chave *et al.*, 2014). La comparación de la Figura 2 es con relación al ajuste de modelos de regresión no lineal que resultaron en los mejores ajustes. El modelo propuesto genera resultados similares o mejores en comparación con modelos alométricos locales, por lo que puede usarse en términos genéricos sin considerar bases datos (compilaciones) de ecuaciones alométricas.

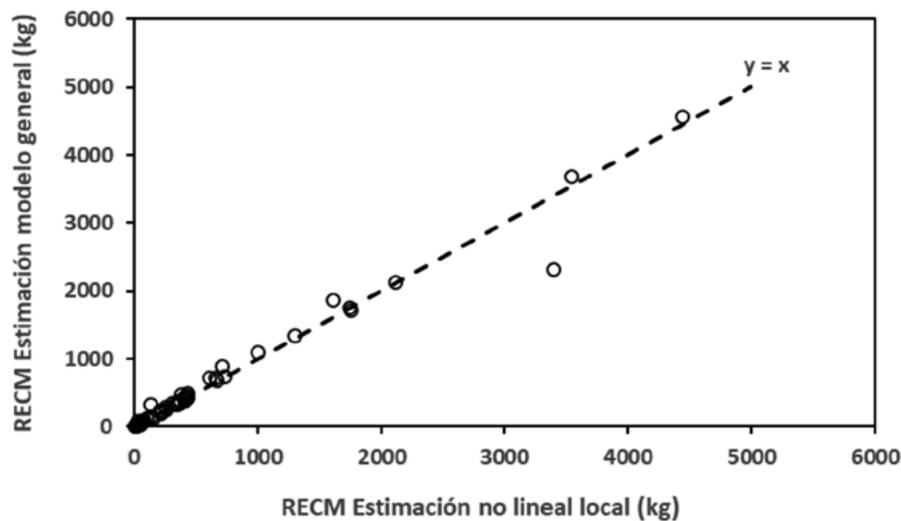


Figura 2. Relación entre las RECM de los ajustes del modelo general de la relación (1) con relación al uso de un modelo (el mejor) ajustado por regresión no lineal usando datos locales a nivel de sitio para la base de datos pantropical de Chave *et al.* (2014).

El modelo planteado, fácilmente extensible al caso de bosques templados y semiáridos o subtropicales, no está planteado para estimar incertidumbres, tal como la varianza, $VAR()$. Esto puede realizarse si se utiliza relaciones entre las medias y las varianzas. Por ejemplo, Cunia (1987) y Zianis (2008) plantearon la relación empírica:

$$VAR(B \parallel D) = aD^4 \quad (3)$$

que se lee varianza de B condicional al valor de D; es decir, para un valor (intervalo pequeño) de D se puede estimar la varianza de B. a es una constante empírica.

Otra relación empírica está dada por (Ketterings *et al.*, 2001; Zianis, 2008):

$$VAR(B) = bE(B) \quad (4)$$

donde $E()$ es el operador de esperanza matemática (media) y b es una constante empírica.

Una alternativa clásica para estimar $VAR(B)$ es utilizar una expansión de Taylor en función de la media y varianza de D (Duursma y Robinson, 2003; Zianis, 2008).

Conocidas la media de B, relación (1), y la varianza condicional de B para D, relación (3), entonces podemos definir un modelo probabilístico para la expansión de la incertidumbre de las mediciones individuales por especie en cada rodal o conglomerado de muestreo (p.ej. Nickless *et al.*, 2011).

Modelos de la dinámica del carbono

El Programa Mexicano del Carbono ha trabajado en la modelación simplificada de la dinámica del carbono en los almacenes de carbono en bosques y selva a través de modelos de estados y transiciones (METs) (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Paz *et al.*, 2012). Los METs aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. Los METs 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 alcanza un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, causada 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).

La Figura 3 muestra un MET conceptual en bosques tropicales, donde un tomador de decisiones puede definir el estado inicial (caja en la Figura 3) de un ecosistema y analizar un cambio hacia un estado

final (otra caja) a través de cambios en el carbono, agua, biodiversidad, información socioeconómica, etc. De esta forma el cambio de un estado a otro representa un escenario asociado a cambios de actividades.

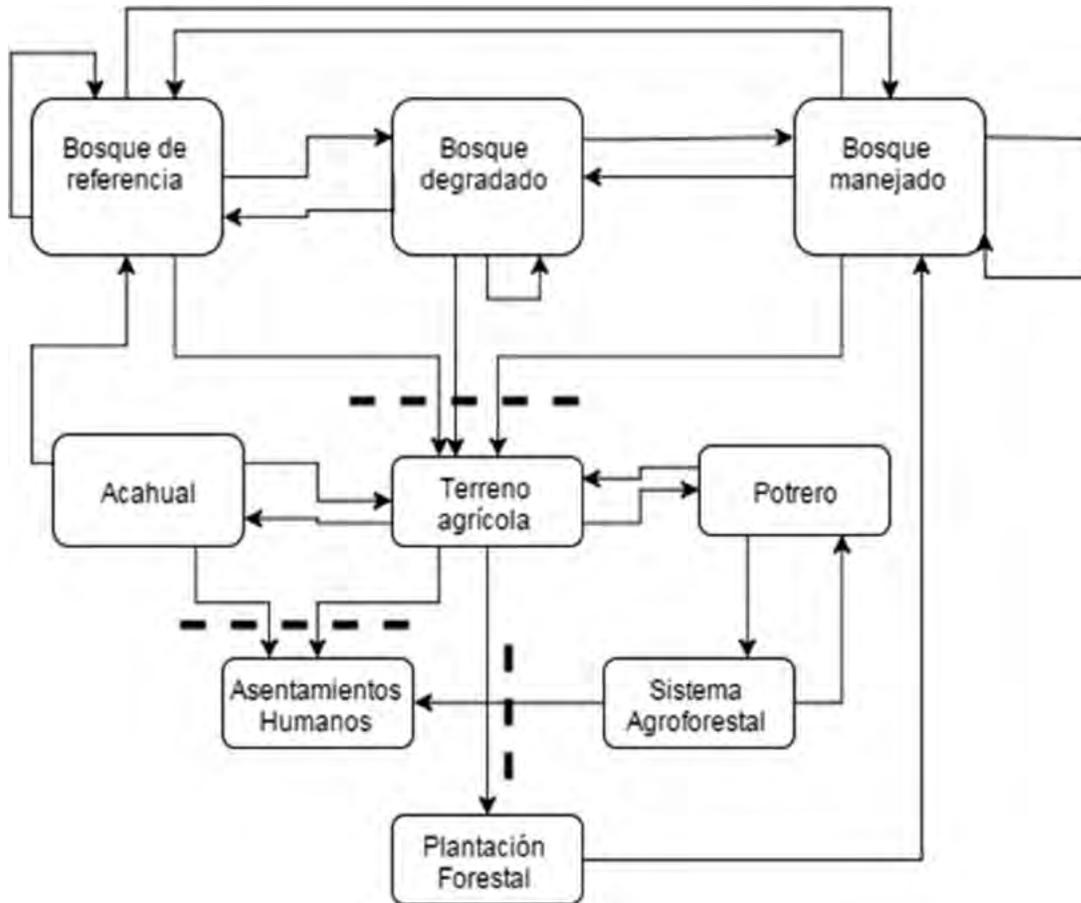


Figura 3. Modelo conceptual de estados y transiciones de bosques tropicales, mostrando almacenes (cajas) y flujos (flechas) de carbono. Las líneas punteadas muestran umbrales prácticamente irreversibles en los usos del suelo y vegetación. Los flujos son de carbono, agua, biodiversidad e información socio-económica. Un estado puede ser irreversible si no existen flechas de salida (p.ej. asentamientos humanos). Los flujos específicos de salida (p.ej. madera) no están mostrados en el gráfico.

Para análisis cuantitativos es necesario introducir un modelo de la dinámica del carbono (p.ej. biomasa viva aérea y subterránea). Aunque existen muchos modelos de procesos, estos requieren información generalmente no disponible para su parametrización o requieren simulaciones complejas para definir la probabilidad de los parámetros necesarios (LeBauer *et al.*, 2013). Una alternativa es usar modelos empíricos (ecuaciones matemáticas) que tengan trayectorias temporales similares a modelos más complicados, pero que requieran menos parámetros. Existe una gran cantidad de modelos empíricos disponibles (Karkach, 2006; Ricker, 1979; Zeide, 1993) y un conjunto de

ecuaciones matemáticas para modelar diferentes fases de la dinámica del carbono (Kurz y App, 1994, 1999); el problema es la selección de un modelo con un mínimo de parámetros que sea lo suficientemente flexible en las aplicaciones y plausible en sus aplicaciones.

Para modelar la dinámica del carbono en pasos anuales se utilizó en los casos estudio de Chiapas del PMC (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Paz *et al.*, 2012) un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003), por su simplicidad, al depender únicamente de dos parámetros y por ajustarse bien a los valores empíricos. Además, el modelo puede utilizarse con distintos tipos de vegetación:

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1 - f_t)} \right) \left(\frac{t - t_i}{t_f - t_i} \right)^{\frac{t_f - t}{t_f(1 - f_t)}}, \quad 0 \leq t \leq t_f \quad (5)$$

$$C = C_f, \quad t > t_p$$

En el modelo (5), C es carbono (biomasa aérea o subterránea), t_i es el tiempo de inicio de la transición, t_p es el tiempo de paso y el tiempo final está dado por $t_f = t_i + t_p$. El parámetro $f_t = t_m/(t_f - t_i)$ define la posición de t_m (tiempo donde ocurre la tasa máxima de crecimiento) con relación a t_p ($= t_f - t_i$). La ventaja del modelo asimétrico es que, dados t_i y t_f o t_i y t_p , solo requiere de un parámetro (f_t o t_m) para ser parametrizado por completo. Por lo general, los parámetros requeridos en formato genérico son el tiempo de paso (años) de un estado a otro, para condiciones de estado estacionario, y el tiempo cuando la tasa de incremento del C alcanza su valor máximo. Para el caso de los bosques, el tiempo de la tasa máxima de los incrementos anuales se presenta cuando la cobertura foliar alcanza su valor máximo (Gower *et al.*, 1994; Ryan *et al.*, 1997), detectable con el uso de sensores remotos, por lo que es fácil de parametrizar. La parametrización definida por la relación (5) permite el seguimiento temporal de actividades o METs compuestos (estados que

implican la realización de diferentes actividades con una dinámica temporal, como la agricultura de roza-tumba-quema). La generalización de este modelo para el caso de actividades múltiples es discutida por Paz y Covalada (2014). Por ejemplo, en la Figura 4 se simula el comportamiento del sistema acahual-milpa, usando un proceso de regeneración del bosque (selva) con $B_i = 0$, $B_f = 100 \text{ t C ha}^{-1}$ ($B =$ biomasa aérea viva, $B = C$ en la relación 5), $t_i = 0$, $t_p = 20$ años, $f_t = 0.6$. En el punto de partida, el bosque fue cortado (roza, tumba y quema) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10, donde fue cortado para sembrar una milpa de maíz; la cual fue mantenida por 4 años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual que fue mantenido durante 15 años y después se volvió a convertir a milpa (año 31) y permaneció así por 4 años, para ser abandonada finalmente (año 35), permitiendo que la vegetación se regenerará a su condición inicial después de 20 años (año 54).

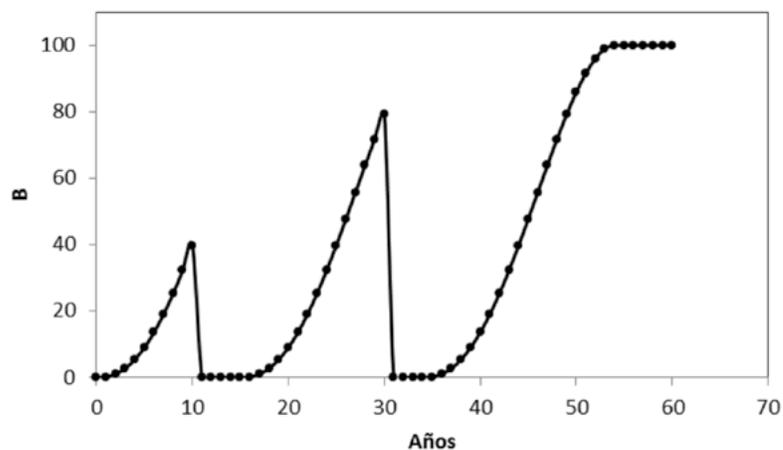


Figura 4. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-acahual-milpa-bosque secundario (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

En la Figura 5 se muestra otro ejemplo, en el que se utilizan los mismos parámetros empleados para el bosque en la Figura 4. El proceso inició en el año 0 cuando el bosque tenía una biomasa de 50 t C ha⁻¹ y se

dejó crecer durante 10 años (biomasa = 69.9 t C ha⁻¹). En el año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20%, en el año 12 una del 10% y, finalmente, en el año 13 se extrajo un 10% adicional (los porcentajes

de extracción hacen referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, se permitió la regeneración del bosque por 20 años (año 33) y después fue cortado

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

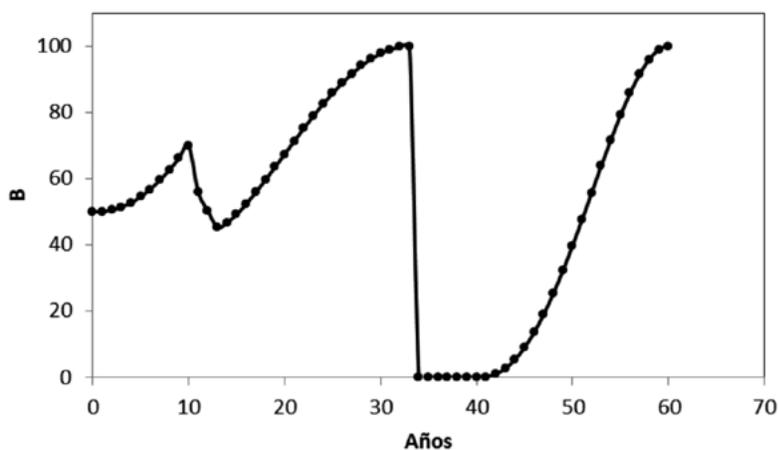


Figura 5. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achual-milpa-bosque secundario (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

El caso que se presenta en la Figura 4 tiene el problema de que al usarse la relación (5) en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento está en estado estacionario. Para superar este supuesto, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) con el fin de que puedan reflejar adecuadamente el estado previo del crecimiento. Así,

para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50 \text{ t C ha}^{-1}$ es 11.3 años y para $B = 64.8 \text{ t C ha}^{-1}$ (remanente después de las extracciones y después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura 6 muestra los resultados después de los ajustes mencionados.

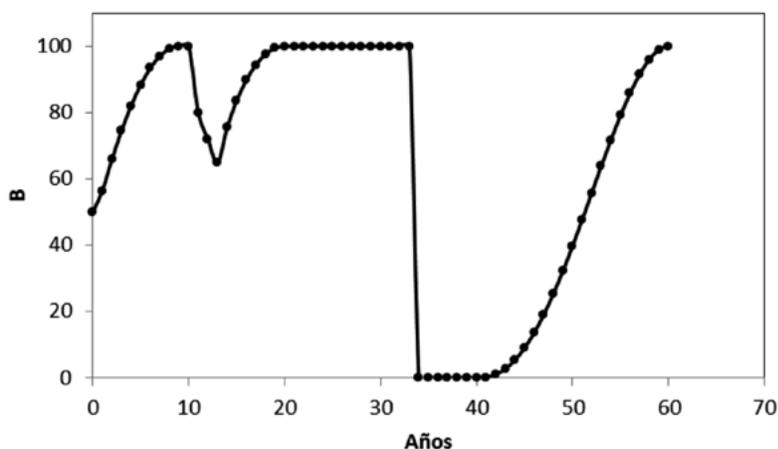


Figura 6. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento en el modelo (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

Los ajustes de los modelos se pueden facilitar considerando como requisito en la parametrización del modelo, además de la definición del estado inicial, el saber cuánto tiempo ha permanecido en ese estado.

Este tiempo de permanencia en el estado inicial previo a la transición al estado final define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración tenemos que $t_i = t_p$ en la relación (5).

Para parametrizar los METs forestales, es posible utilizar información de cronosecuencias (Casiano *et al.*, 2018; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013), a falta de estudios de monitoreo y experimentos forestales de largo plazo.

La modelación simplificada planteada también puede ser usada para sistemas agroforestales (SAF) (Roncal *et al.*, 2008; Soto-Pinto *et al.*, 2010) y bioenergéticos (Martínez-Bravo *et al.*, 2019). En los METs también se incorpora información socioeconómica, de barreras y condiciones facilitadoras, por lo que se pueden detectar contradicciones socioambientales en las acciones planeadas de promover cambios entre estados (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018). El modelo de la relación (5) puede ser modificado para tratamientos (p.ej. riego, fertilización o remoción hierbas y residuos del estrato inferior) modificando los tiempos t_p o t_m o el valor máximo de la biomasa al final del tiempo de paso con el uso del esquema de respuestas de crecimiento Tipo 1 y 2, de acuerdo con Snowden (2002).

Para los bosques manejados, cuando no hay información, se puede utilizar el esquema propuesto anteriormente, aunque en México está disponible el Sistema Biométrico Forestal o SiBiFor (Vargas-Larreta *et al.*, 2017, 2018), el cual está basado en sitios permanentes de monitoreo (Corral-Rivas *et al.*, 2014), por lo que la modelación de la dinámica de la biomasa aérea puede realizarse con este sistema (existen 7 304 ecuaciones para 97 especies) para el caso de la forestería.

El desarrollo de METs puede extenderse al caso de la biomasa subterránea, el mantillo y material muerto sobre la superficie y en pie. En el caso de México, la relación de Cairns *et al.* (1997) ha sido utilizada previamente para estimar la biomasa subterránea a partir de la aérea (de Jong *et al.*, 2006, 2009; Paz *et al.*, 2012), aunque su uso ha sido cuestionado (CONAFOR-SEMARNAT, 2020a y b).

Modelos de la productividad forestal y almacenes de carbono a escala nacional

Los inventarios forestales tienen la limitación de su cobertura espacial y representatividad de los diferentes ambientes a caracterizar, por lo que es necesario el desarrollo de esquemas de imputación que permitan evaluar los almacenes de carbono a nivel nacional, con la intención de reducir sesgos e incrementar la precisión. Los mapas nacionales de USyV del INEGI a escala nacional se han usado para este fin (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2019), aunque con problemas para caracterizar la incertidumbre asociada dada la escala 1:250 000; por lo que es necesario contar con mapas de mayor resolución espacial (Paz *et al.*, 2020), entre otras acciones, como la revisión del sistema de clasificación de la vegetación. La Figura 7, por ejemplo, muestra las estimaciones de los contenidos de carbono en la vegetación de México obtenidos de la imputación de datos medidos de carbono a clases de USyV del INEGI, por técnicas del vecino más cercano.

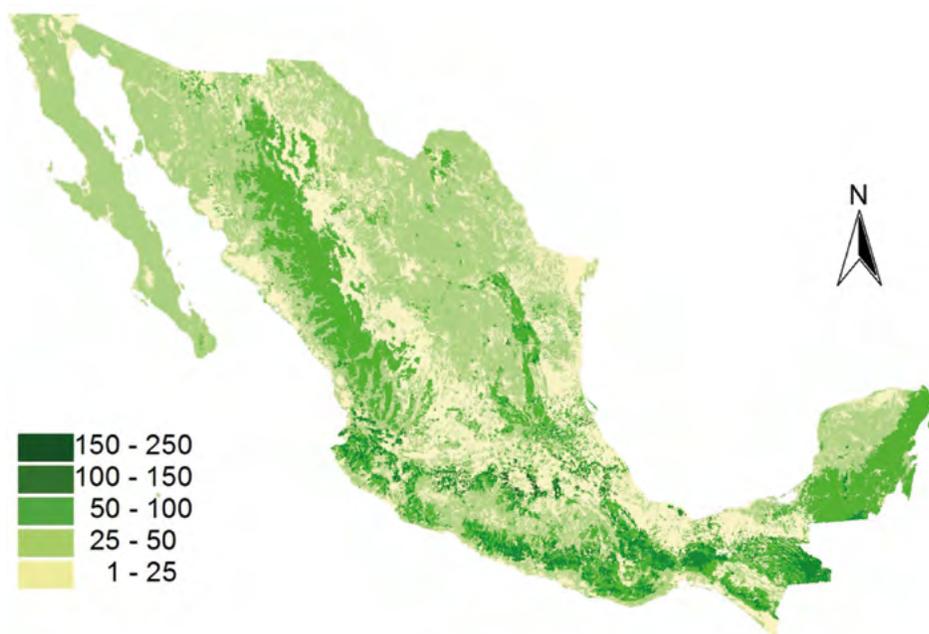


Figura 7. Distribución del carbono (Mg ha^{-1}) de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta. Fuente: de Jong *et al.*, 2019.

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea y suelos en los bosques y suelos varían según factores climáticos, topográficos, edáficos y asociados a la vegetación, entre otros (Becknell *et al.*, 2012; Kesteven *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2013; Wilson *et al.*, 2012). Por

ejemplo, en la Figura 8 se muestra la relación entre el almacén de la biomasa aérea y la precipitación para los bosques de pino y encino en todo México (de Jong *et al.*, 2019).

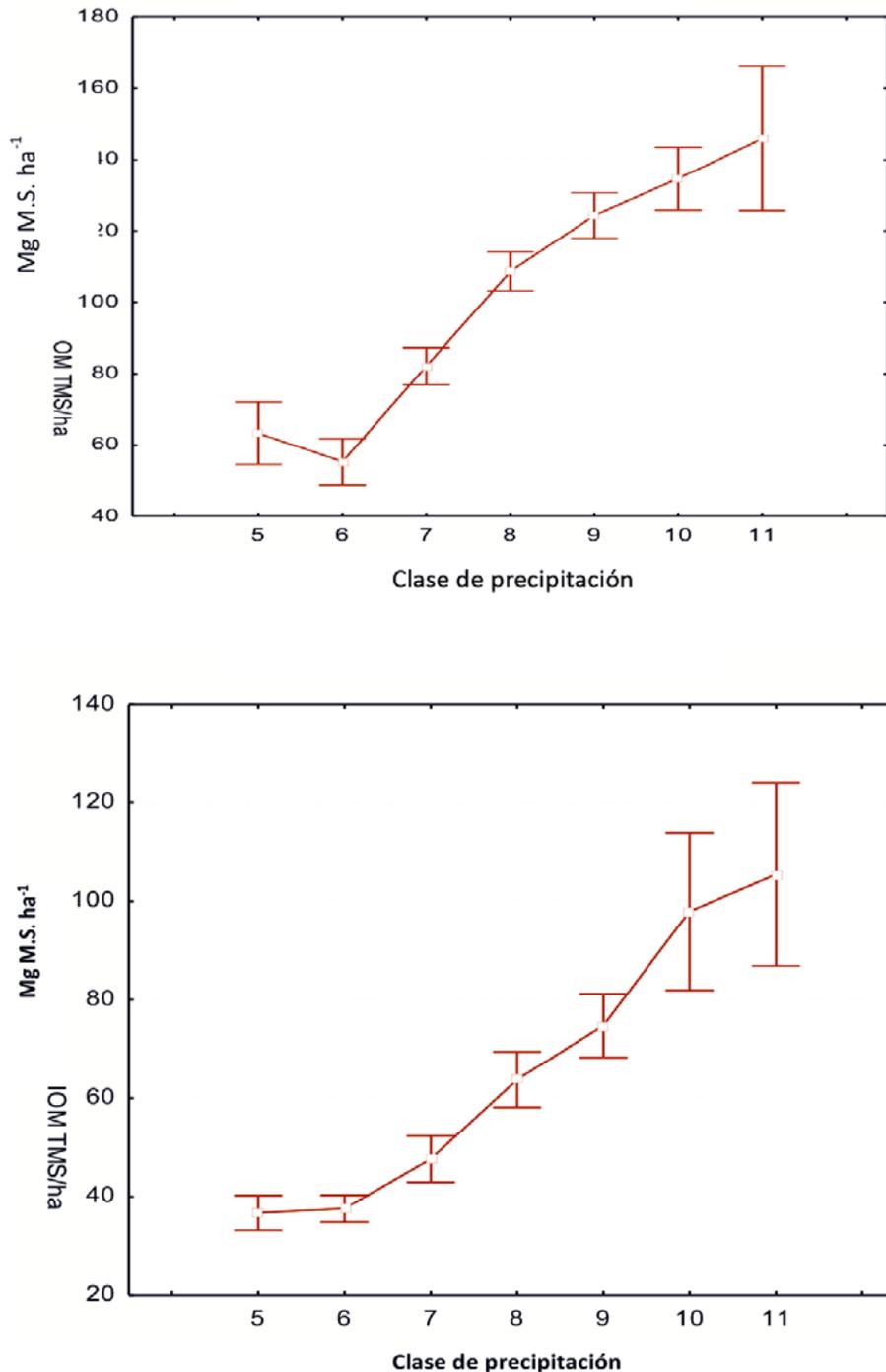


Figura 8. Relación entre la biomasa aérea de los bosques de pino (arriba) y de encino (abajo) con las clases de precipitación media anual: 5=400-500 mm, 6=500-600 mm, 7=600-800 mm, 8=800-1000 mm, 9=1000-1200 mm, 10=1200-1500, 11=1500-1800 mm. M.S. es la materia seca de la biomasa aérea.

Asimismo, en la Figura 9 se muestra la relación entre el incremento medio anual de la biomasa aérea para

todos los bosques y selvas del país y la precipitación media anual (de Jong *et al.*, 2019).

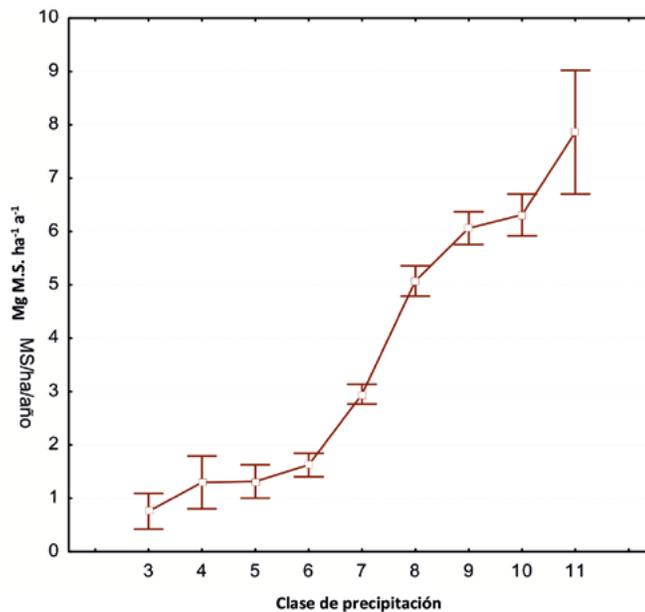


Figura 9. Tasas de incremento medio anual de la biomasa aérea de los bosques y selvas de México por clases de precipitación media anual: 3=200-300 mm, 4=300-400 mm, 5=400-500 mm, 6=500-600 mm, 7=600-800 mm, 8=800-1000 mm, 9=1000-1200 mm, 10=1200-1500, 11=1500-1800 mm.

De las Figuras 8 y 9, resulta claro que la precipitación es uno de los controles principales de los almacenes de C de la biomasa aérea y su tasa de cambio. Para poder estimar los almacenes de C de los bosques y selvas es conveniente relacionarlos con índices de productividad (IP), los cuales son estimados de relaciones con factores climáticos y edáficos, principalmente (Kesteven *et al.*, 2004). Los IP pueden ser usados para estimar los contenidos de carbono en los almacenes de la biomasa aérea (Richards y Brack, 2004; Waterworth *et al.*, 2007) a través de modelos empíricos simples, tal como los METs. Los parámetros de los modelos de crecimiento de la biomasa aérea pueden ser estimados en función de los IP y otras variables (Waterworth *et al.*, 2007), así como las prácticas de manejo forestal (Snowdon, 2002).

Para generar estimaciones espaciales de carbono en los bosques y selvas es necesario el uso de la base de datos de mediciones del INFyS e información indirecta (covariables), como las clases de USyV o de precipitación. En geoestadística (Goovaerts, 1997) es posible realizar estimaciones locales (variaciones espaciales a corta distancia) usando métodos de interpolación espacial como el Kriging indicador (Journel, 1983) para caracterizar la incertidumbre de las estimaciones condicionales a los valores de los datos.

Para la fusión de información directa (mediciones) con la indirecta (covariables) es posible utilizar el Kriging indicador Bayesiano (Journel, 1986, 1999; Zhu y Journel, 1993) o geoestadística multi-punto (Journel, 2002, 2005). Además de métodos geoestadísticos se pueden usar métodos de aprendizaje de máquina (*Machine Learning*) (Dantas *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2019) y hacer una fusión con el Kriging indicador Bayesiano. Como marco teórico general, se puede utilizar la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) o GTU (*Generalized Theory of Uncertainty*, por sus siglas en inglés) donde la incertidumbre se caracteriza como un atributo de la información. La información es vista en términos de restricciones generalizadas en los valores que toman las variables. Cualquier restricción que se introduzca (p.ej. usar conocimiento) reduce la incertidumbre y se considera una fuente de información. Este marco teórico permite la integración de conocimiento para reducir la incertidumbre de la información.

Para el uso de información indirecta o covariables se pueden utilizar las bases de datos desarrolladas por el PMC (Paz *et al.*, 2018; Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2017, 2018; entre otros), lo que facilita el problema de imputación con baja incertidumbre.

Permanencia de bosques y almacenes de carbono

Los reportes oficiales de México ante la CMNUCC consideran a los bosques nacionales como sumideros de carbono (INECC-SEMARNAT, 2015, 2018). En notable contraste, de Jong *et al.* (2006, 2009) consideraron a los bosques nacionales como fuentes de carbono. La discrepancia observada requiere revisar la información de los inventarios de la CONAFOR

para el periodo 2004-2007 y 2009-2012 y analizar sus tendencias. Para evitar incertidumbres asociadas a la selección de ecuaciones alométricas se compararon los dos inventarios mencionados con el uso del área basal de los datos originales del INFyS de la CONAFOR encontrándose que los bosques que permanecen como bosques son mayoritariamente fuentes de emisión y no de remoción de gases efecto invernadero (Figura 10).

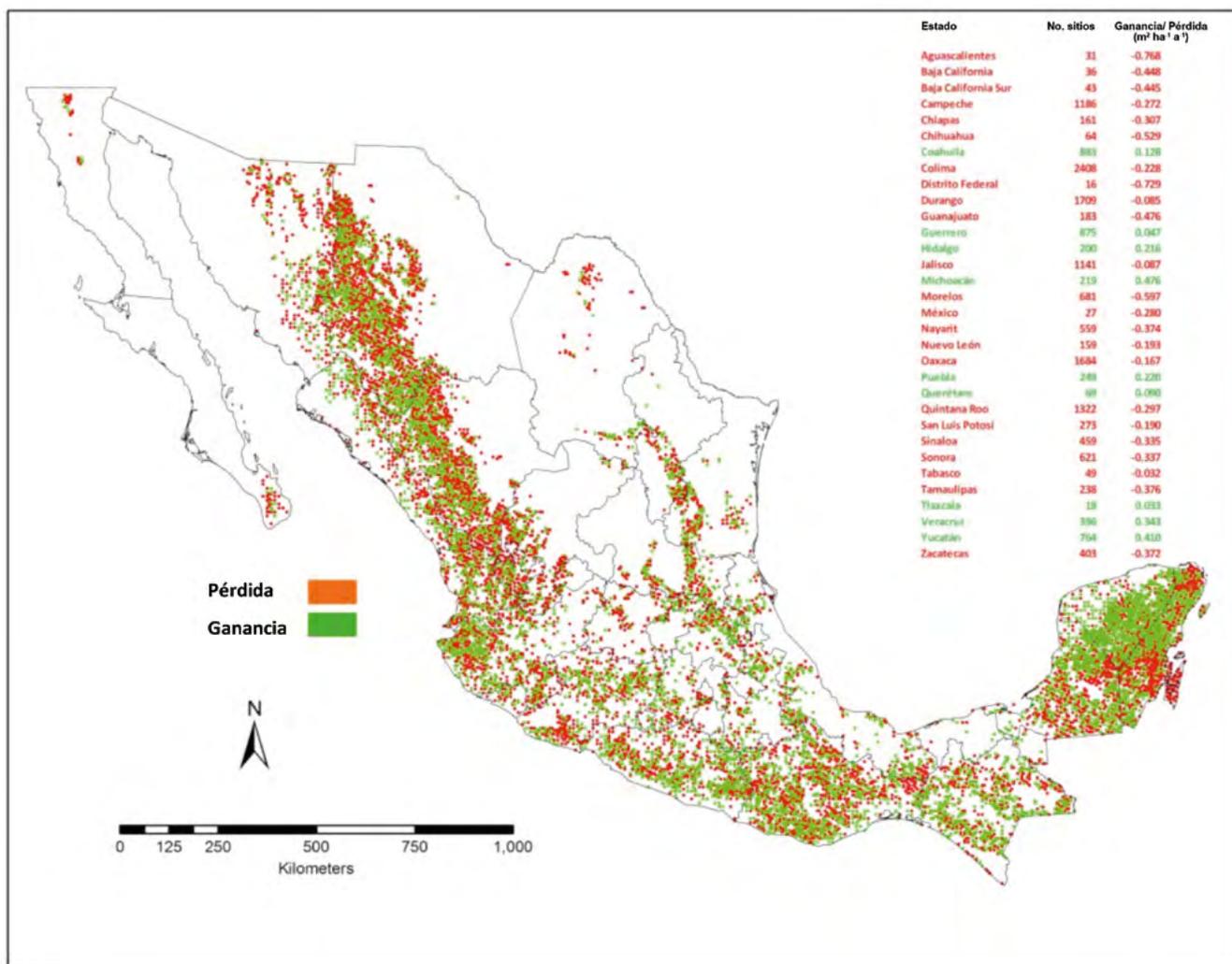


Figura 10. Ganancias y pérdidas anuales de área basal arbórea entre el ciclo 2004-2007 y 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR para los sitios de muestreo de los conglomerados (bosques que permanecen como tales). Fuente: de Jong *et al.* 2019.

La relación entre el área basal y la biomasa aérea de la vegetación es generalmente de tipo lineal (Figura 11), por lo que los almacenes de carbono de

la biomasa aérea (Figura 10) también representan, en su mayoría, fuentes de emisión, tal como los cambios en el área basal.

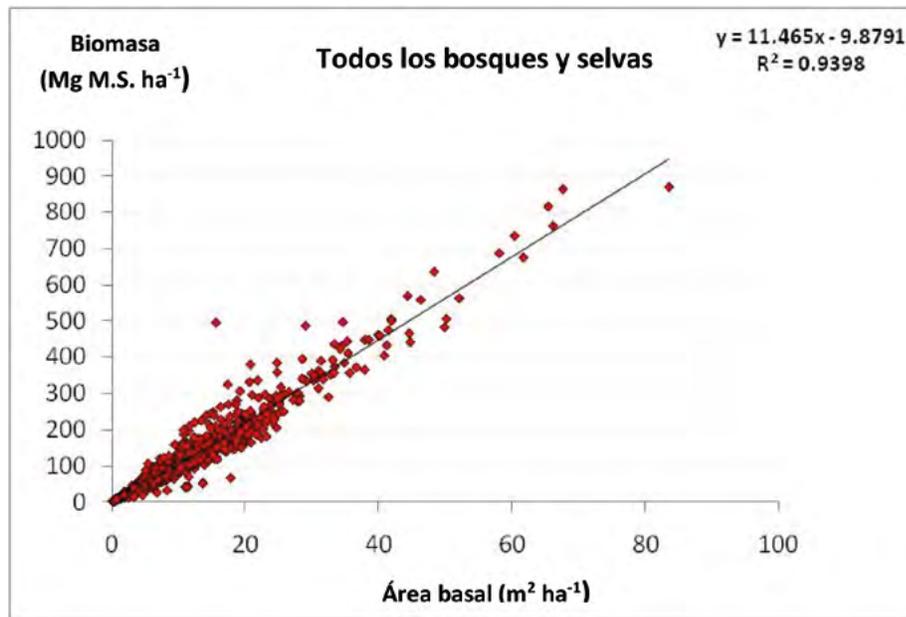


Figura 11. Relación entre el área basal y la biomasa aérea de los bosques y selvas del estado de Chiapas.

La Figura 12 muestra la disminución en la biomasa aérea (y por lo tanto de C) para las principales clases de bosques y selvas (*sensu* INEGI), implicando que el supuesto sumidero del sector forestal es inexistente.

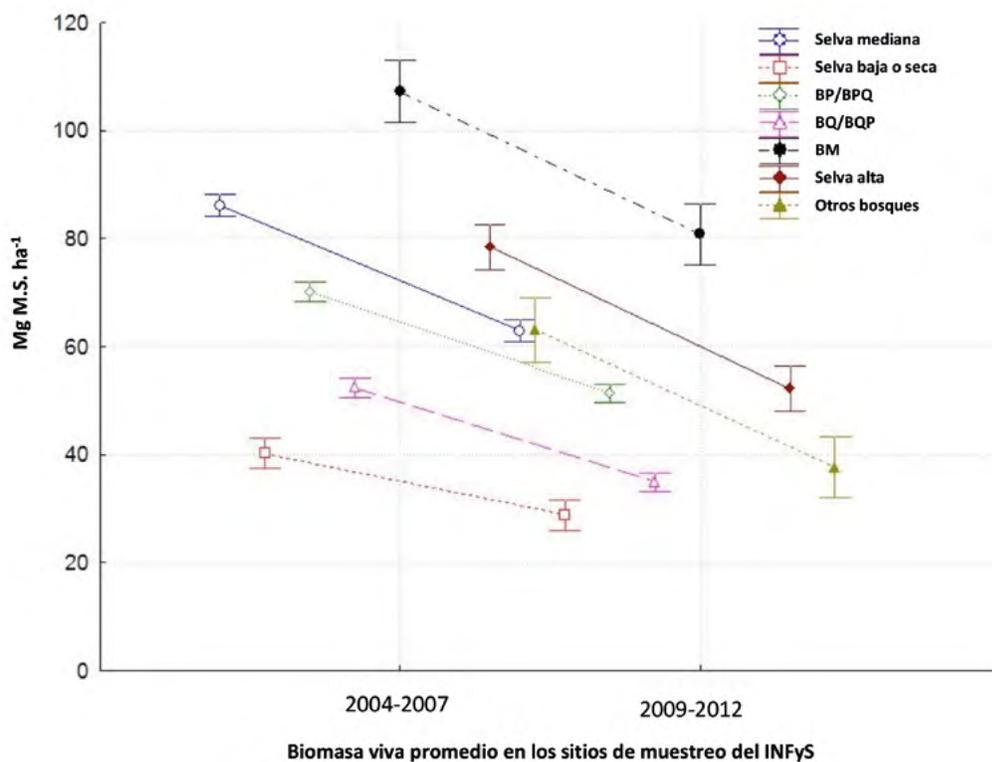


Figura 12. Almacenes de la biomasa aérea de los bosques y selvas del país en los ciclos 2004-2007 y 2009-2012 del INFuS para. Fuente: de Jong *et al.* (2019).

COMENTARIOS FINALES

La hoja de ruta planteada hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México de los bosques y selvas plantea importantes retos para la reducción de la incertidumbre asociada a las estimaciones de los almacenes y flujos de carbono, que orientan los esfuerzos encaminados a dar respuesta a los planteamientos realizados. Sin duda, habrá otras consideraciones que deben ser tomadas en cuenta para alcanzar el conocimiento e información necesaria para orientar las políticas públicas y las acciones en el sector, para la evaluación de los impactos climáticos y ambientales en la sociedad mexicana.

LITERATURA CITADA

- Baccini, A., W. Walker, L. Carvalho, M. Farina, D. Sulla-Menashe and R. A. Houghton. 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* 358:230-234.
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, T. Erwin, N. Higuchi, T. J. Killeen, S. G. Laurance, W. F. Laurance, S. L. Lewis, A. Monteagudo, D. A. Neill, P. Núñez-Vargas, N. C. A. Pitman, J. N. M. Silva and R. Vásquez-Martínez. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359:353-365.
- Baskerville, G. L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forestry* 2: 49-53.
- Becknell, J. M., L. K. Kucek and J. S. Powers. 2012. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management* 276:88-95.
- Bojórquez, A., J. C. Álvarez-Yépez, A. Búrquez and A. Martínez-Yrizar. 2019. Understanding and predicting frost-induced tropical tree mortality patterns. *Global change biology* 25:3817-3828.
- Brienen, R. J. W., O. L. Phillips, T. R. Feldpausch, E. Gloor, T. R. Baker, J. Lloyd, G. Lopez-Gonzalez, A. Monteagudo-Mendoza, Y. Malhi, S. L. Lewis, R. Vásquez-Martínez, M. A. Alexiades, M. Álvarez-Dávila, E. Alvarez-Loayza, P. Andrade, A. Aragaõ, L. E. O. C. Araujo-Murakami, E. J. M. M. Arets, L. Arroyo, C. G. A. Aymard, O. S. Bánki, C. Baraloto, J. Barroso, D. Bonal, R. G. A. Boot, J. L. C. Camargo, C. V. Castilho, V. Chama, K. J. Chao, J. Chave, J. A. Comiskey, F. Cornejo-Valverde, L. da Costa, E. A. de Oliveira, A. Di Fiore, T. L. Erwin, S. Fauset, M. Forsthofer, D. R. Galbraith, E. S. Grahame, N. Groot, B. Hérault, N. Higuchi, E. N. Honorio-Coronado, H. Keeling, T. J. Killeen, W. F. Laurance, S. Laurance, J. Licona, W. E. Magnussen, B. S. Marimon, B. H. Marimon-Junior, C. Mendoza, D. A. Neill, E. M. Nogueira, P. Núñez, N. C. Pallqui-Camacho, A. Parada, G. Pardo-Molina, J. Peacock, M. Peña-Claros, G. C. Pickavance, N. C. A. Pitman, L. Poorter, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez-Angulo, Z. Restrepo, A. Roopsind, A. Rudas, R. P. Salomão, M. Schwarz, N. Silva, J. E. Silva-Espejo, M. Silveira, J. Stropp, J. Talbot, H. ter Steege, J. Teran-Aguilar, J. Terborgh, R. Thomas-Caesar, M. Toledo, M. Torello-Raventos, R. K. Umetsu, G. M. F. van der Heijden, P. van der Hout, I. C. Guimarães-Vieira, S. A. Vieira, E. Vilanova, V. A. Vos and R. J. Zagt. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519:344-348.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass change of tropical forests, a primer. Forest Resources Assessment Publication. Forestry Papers 134. FAO. Rome. 134 p.
- Brown, S., A. J. R. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35:881-902.
- Cairns, M. A., E. H. Helmer and S. Brown. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Carey, E. V., A. Sala, R. Keane and R. M. Callaway. 2001. Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biology* 7:339-344.
- Casiano, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covaleda-Ocón y D. R. Aryal. 2018. El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques* 24: 2448-7597. DOI:10.21829/myb.2018.2401894
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. S. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Maavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga and G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177-3190.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernandez, S. Lao and R. Perez. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 35: 409-420.
- Chazdon, R. L., E. N. Broadbent, D. M. A. Rozendaal, F. Bongers, A. M. A. Zambrano, T. M. Aide, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, D. Craven, J. S. Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. Dewalt, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernández-Stefanoni,

- C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotto, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I. E. Romero-Pérez, J. Ruíz., J. G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. Vester, I. C. G. Vieira, T. V. Bentos, G. B. Williamson and I. Poorter. 2016. Carbon sequestration potential of second growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* 2: e1501639. DOI:10.1126/sciadv.1501639
- Chojnacky, D. C., L. S. Heath and J. C. Jenkins. 2014. Updated generalized biomass equations for North American tree species. *Forestry* 87:129-15.
- Cifuentes, J. M., M. Henry, M. Réjou, C. Wayson, M. Zapata, D. Piotto, F. Alice, H. Castañeda, E. Castellanos, R. Cuenca, K. Cueva, J. del Águila, Á. Duque, J. Fernández, A. Jiménez, O. López, L. Marklund, J. Michel, F. Milla, J. Návar, E. Ortiz, J. Pérez, C. Ramírez, L. Rangel, R. Rubilar, L. Saint-André, C. Sanquetta, C. Scott and J. Westfall. 2014. Guidelines for documenting and reporting tree allometric equations. *Annals of Forest Science* 72:763-768. DOI: 10.1007/s13595-014-0415-z
- Collalti, A. and I. C. Prentice. 2019. Is NPPP proportional to GPP? Waring's hypothesis 20 years on. *Tree Physiology* 39:1473-1483.
- Collalti, A., M. G. Tyoelker, G. Hoch, A. Makelä, G. Guidolotti, M. Heskell, G. Petit, M. G. Ryan, G. Battipaglia, G. Matteucci and J. C. Prentice. 2020. Plant respiration controlled by photosynthesis or biomass? *Global Change Biology* 26:1739-1753.
- 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. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2014. National Forest reference emission level proposal Mexico. Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Mexico. 48 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2015. National Forest reference emission level proposal Mexico (modified version). Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Mexico. 68 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020a. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016). Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 101 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020b. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016), Anexo Metodológico. Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 94 p.
- Corral-Rivas, J. J., C. Vargas-Larreta, O. Wehenkel, L. Aguirre-Calderón y F. Crecente-Ocampo. 2014. Guía para el Establecimiento, Seguimiento y Evaluación de Sitios Permanentes de Monitoreo en Paisajes Productivos Forestales. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica Forestal. México. 95 p.
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* 24: e2401897. DOI:21829/myb.2018.2401897
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat, A. Ranero-Puig, M. I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez, B. de Jong, J. D. Etchevers-Barra y A. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: Estado de Chiapas. pp. 573-602. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- Cunia, T. 1987. Construction of tree biomass tables by linear regression techniques pp. 27-36. *In*: Wharton, E. H. and T. Cunia (eds.). Estimating tree biomass regressions and their error. USDA Forest Service. General Technical Report NE-GTR-117.
- Dantas, D., M. de Castro, N. S. Terra, L. P. Baldissera-Schorr and N. Calegario. 2021. Machine learning for carbon stock prediction in a tropical forest in Southeastern Brazil. *Bosque* 42:131-140.
- de Jong, B. 2013. Spatial distribution of biomass and links to reported disturbances in tropical lowland forests of southern Mexico. *Carbon Management* 4:601-615.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010. 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. Paz-Pellat, F. Rojas-García, D. R. Aryal, O. Masera-Cerutti, R. D. Martínez-Bravo, V. Salas-Aguilar, M. Casiano-Domínguez, S. Covaleda-Ocón, J. D. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Rodríguez y R. Vargas. 2019a. Capítulo 19: Bosques y selvas. pp. 386-435. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón., R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. *Elementos para Políticas Públicas* 2:69-84.

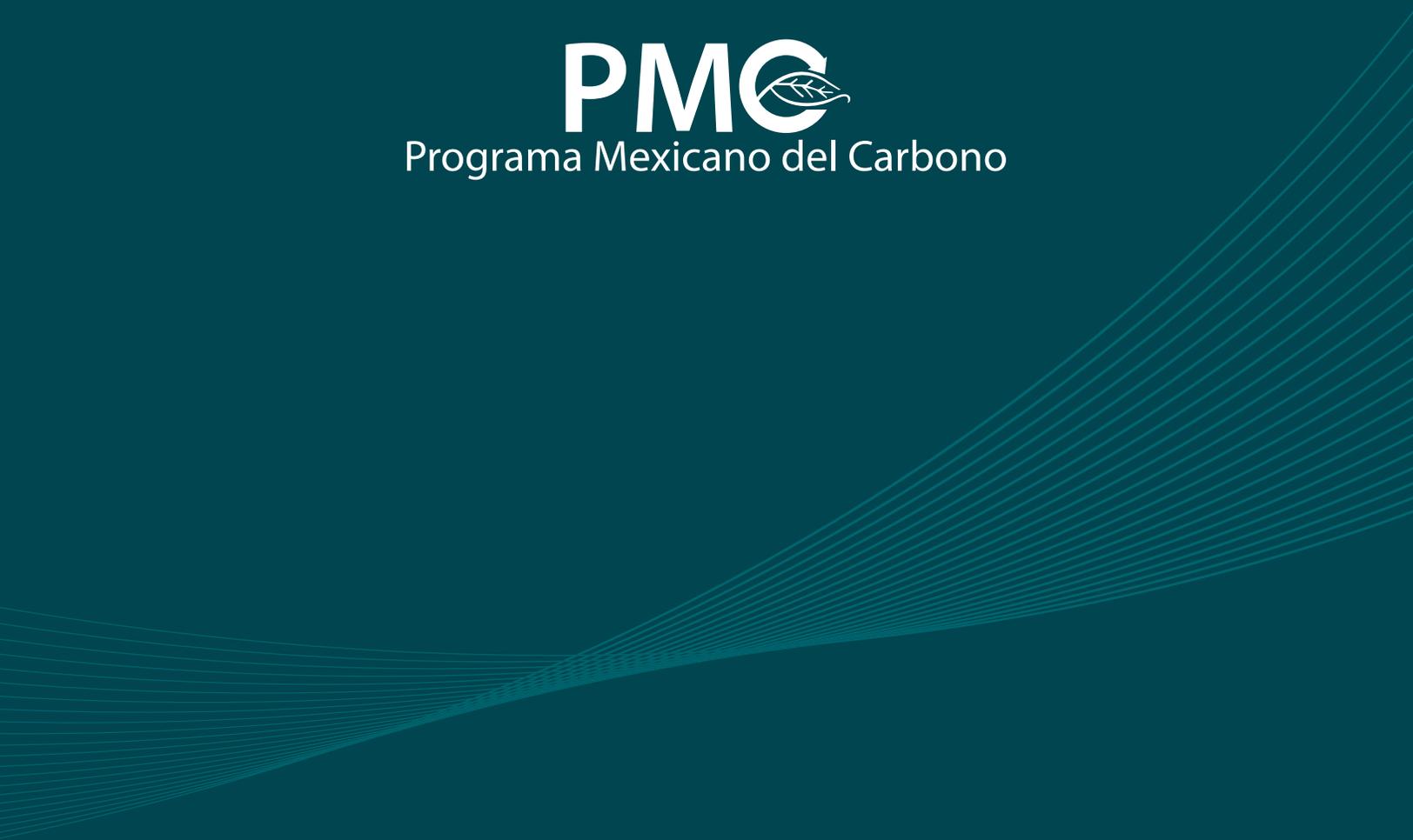
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2019b. Base de datos de la biomasa de los sitios del inventario nacional forestal periódico, ciclo 1992-1994. Elementos para Políticas Públicas 3:57-69.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. O. Cruz y J. A. 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 (Consulta: septiembre 18, 2020).
- de Jong, B., O. Masera, 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 (Consulta: septiembre 23, 2020).
- Duursma, R. A. and A. P. Robinson. 2003. Bias in the mean tree model as a consequence of Jensen's inequality. *Forest Ecology and Management* 186: 373-380.
- Fang, J., T. Kato, Z. Guo, Y. Yang, H. Hu, H. Shen, X. Zhao, A.W. Kishimoto-Mo, Y. Tang and R. A. Houghton. 2014. Evidence for environmentally enhanced forest growth. *PNAS* 111:9527-9532.
- Fayolle, A., G. J. Loubota-Panzou, T. Drpuet, M. D. Swaine, S. Bauwens, J. Vlrminckx, A. Biwole, P. Lejeune and J. L. Doucet. 2016. Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests. *Forest Ecology and Management* 374: 42-50.
- Feldpausch, T. R., J. Lloyd, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, M. Gloor, A. Monteagudo, G. Lopez, L. Banin, K. Abu, K. Affum, M. Alexiades, S. Almeida, I. Amaral, A. Andrade, L. E. O. C. Aragao, A. Araujo, E. J. M. M. Arets, L. Arroyo, G. A. Aymard, T. R. Baker, O. S. Bánki, N. J. Berry, N. Cardozo, J. Chave, J. A. Comiskey, E. Alvarez, A. de Oliveira, A. Di Fiore, G. Djagbletey, T. E. Domínguez, T. L. Erwin, P. M. Fearnside, M. B. Franca, M. A. Freitas, N. Higuchi, E. Honorio, Y. Lida, E. Jiménez, A. R. Kassim, T. J. Killeen, W. F. Laurance, J. C. Lovett, D. J. Metcalfe, E. T. A. Mitchard, D. A. Neill, B. W. Nelson, R. Nilus, E. M. Nogueira, A. Parada, K. S. H. Peh, A. Pena, M. C. Peñuela, N. C. A. Pitman, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez, J. M. Reitsma, A. Rudas, G. Saiz, R. P. Salomao, M. Schwarz, N. Silva, J. E. Silva, M. Silveira, B. Sonké, J. Stropp, H. E. Taedoumg, S. Tan, H. Teer, J. Terborgh, M. Torello, G. M. F. van der Heijden, R. Vásquez, E. Vilanova, V. A. Vos, L. White, S. Wilcock, H. Woell and O. L. Phillips. 2012. Tree height integrated int pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9: 3381-3403.
- Forrester, D. I., I. H. H. Tachauer, P. Annighoefer, I. Barbeito, H. Pretzsch, R. Ruiz, H. Stark, G. Vacchiano, T. Zlatanov, T. Chakraborty, S. Saha and G. W. Sileshi. 2017. Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management* 396: 160-175.
- Genet, A., H. Wernsdörfer, M. Jonard, H. Pretzch, M. Rauch, Q. Ponnelle, C. Nys, A. Legout, J. Ranger, P. Vallet and L. Saint-André. 2011. Ontogeny partly explains the apparent heterogeneity of published biomass equations for *Fagus sylvatica* in central Europe. *Forest Ecology and Management* 261: 1188-1202.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York, USA. 488 p.
- Gower, S. T., H. L. Gholz, K. Nakane and V. C. Baldwin. 1994. Production and allocation patterns of pine forests. *Ecol. Bull.* 43:115-135.
- Henry, M., A. Bombelli, C. Trotta, A. Alessandrini, L. Birigazzi, G. Sola, G. Vieilledent, P. Santenoise, F. Longuetaud, R. Valentini, N. Picard and L. Saint-André. 2013. GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest – Biogeos. For.* 0: 326-330. DOI:10.3832/ifor0901-006
- Henry, M., M. Cifuentes, M. Réjou, D. Piotto, J. M. Michel Fuentes, C. Wayson, F. A. Guier, H. Castañeda, E. Castellanos, R. Cuenca, K. Cueva, J. del Águila, Á. Duque, J. Fernández, A. Jiménez, O. R. López, L. G. Marklund, F. Milla, J. J. Návar, E. Ortiz, J. Pérez, C. Ramírez, L. Rangel, R. Rubilar, P. C. Sanquetta, C. Scott, J. Westfall, M. Zapata and L. Saint-André. 2015. Recommendations for the use of tree models to estimate national forest biomass and assess their uncertainty. *Annals of Forest Science* 72:769-777. DOI: 10.1007/s13595-015-0465-x
- Henry, M., N. Picard, C. Trotta, R. J. Manlay, R. Valentini, M. Bernoux and L. Saint-André. 2011. Estimating tree biomass of Sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. *Silva Fennica* 45: 477-569.
- INECC y SEMARNAT. 2015. Primer informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. México. 287 p.
- INECC y SEMARNAT. 2018. Sexta comunicación nacional y segundo informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. CDMX, México. 757 p.
- INEGI. 1980. Sistema de Clasificación de Tipos de Agricultura y Tipos de Vegetación de México para la Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1: 125 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/> (Consulta: octubre 10, 2020).
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. *In*: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi,

- T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (eds.). 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. *In*: Eggleston, H. S., 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.
- Jenkins, J. C., D. C. Chojnacky, L. S. Heath and R. A. Birdsey. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science* 49: 12-35.
- Journal, A. G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468.
- Journal, A. G. 1986. Constrained interpolation and qualitative information – the soft kriging approach. *Mathematical Geology* 18:269-286.
- Journal, A. G. 1999. Markov models for cross-covariances. *Mathematical Geology* 31:955-964.
- Journal, A. G. 2002. Combining knowledge from diverse sources: an alternative to traditional independence hypotheses. *Mathematical Geology* 34:573-596.
- Journal, A. G. 2005. Beyond covariance: the advent of multiple-point geostatistics. pp. 225-233. *In*: Lewangthong O. and C.V. Deutsch (eds.). *Geostatistics Banff 2004*. Springer. Netherlands.
- Karkach, A. S. 2006. Trajectories and models of individual growth. *Demographic Research* 15:347-400.
- Kesteven, J., J. Landsberg and URS Consulting. 2004. Developing a national forest productivity model. National Carbon Accounting System Technical Report No. 23. Australian Greenhouse Office. Canberra, Australia.
- Ketterings, Q. M., R. Coe, M. van Noordwijk, Y. Ambagau and C. A. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146: 199-209.
- Kurz, W. A. and M. J. Apps. 1994. The carbon budget of Canadian forests: a sensitivity analysis of changes in disturbance regimes growth rates, and decomposition rates. *Environmental Pollution* 83:55-61.
- Kurz, W. A. and M. J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9:526-547.
- LeBauer, D. S., D. Wang, K. T. Richter, C. C. Davidson and M. C. Dietze. 2013. Facilitating feedbacks between field measurements and ecosystem models. *Ecological Monographs* 83:133-154.
- Lewis, S. L., G. López-González, B. Sonké, K. Affum-Baffoe, T. R. Baker, L. C. Ojo, O. L. Phillips, J. M. Reitsma, L. White, J. A. Comiskey, M. N. Djuikouo, C. E. N. Ewango, T. R. Feldpaush, A. C. Hamilton, M. Gloor, T. Hart, A. Hladik, J. Lloyd, J. C. Lovett, J. R. Makana, Y. Malhi, F. M. Mbago, H. J. Ndangalasi, J. Peacock, K. S. H. Peh, D. Sheil, T. Sunderland, M. D. Swaine, J. Taplin, D. Taylor, S. C. Thomas, R. Votere and H. Wöll. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457:1003-1007.
- Li, Y., C. L. M. Li and Z. Liu. 2019. Influence of variable selection and forest type on forest aboveground biomass estimation using machine learning algorithms. *Forests* 19:1073. DOI:10.3390/f10121073
- Liu, Y., G. Yu, Q. Wang and Y. Zhang. 2013. How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography* 23:323-333. DOI:10.1111/geb.12113
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais and J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213-215.
- Luyssaert, S., I. Inglima, M. Jung, A. D. Richardson, M. Reichstein, D. Papale, S. L. Piao, E. D. Schulze, L. Wingate, G. Matteucci, L. Aragao, M. Aubinet, C. Beer, C. Bernhofer, K.G. Black, D. Bonal, J. M. Bonnefond, J. Chambers, P. Ciais, B. Cook, K. J. Davis, A. J. Dolman, B. Gielen, M. Goulden, J. Grace, A. Granier, A. Grelle, T. Griffis, T. Grünwald, G. Guidolotti, P. J. Hanson, R. Harding, D. Y. Hollinger, L. R. Hutyyra, P. Kolar, B. Kruijt, W. Kutsch, F. Lagergren, T. Laurila, B. E. Law, G. Le Maire, A. Lindroth, D. Loustau, Y. Malhi, J. Mateus, M. Migliavacca, L. Misson, L. Montagnani, J. Moncrieff, E. Moors, J. W. Munger, E. Nikinmaa, S. V. Ollinger, G. Pita, C. Rebmann, O. Roupsard, N. Saigusa, M. J. Sanz, G. Seufert, C. Sierra, M. L. Smith, J. Tang, R. Valentini, T. Vesala and I. A. Janssens. 2007. CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology* 13:2509-2537.
- Martínez-Bravo, R. D., O. Masera-Cerutti, A. Fuentes, D. Cohen-Salgado, E. Arenas, M. Serrano-Medrano, R. Tauro y V. Berrueta. 2019. Capítulo 26: Bioenergía. pp. 629-657. *En*: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). *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
- Masera O., A. D. Cerón and B. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: Synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:291-312.
- Masera, O. R., M. J. Ordoñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Masera, O., M. R. Bellon and G. Segura. 1995. Forest management options for sequestering carbon in Mexico. *Biomass and Bioenergy* 8:357-367.

- Masera, O. R., J. F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G. J. Nabuurs, A. Pussinen, B. H. J. de Jong and G. M. J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO₂FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164:177-199.
- Mitchard, E. T. A. 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559:527-534.
- Molto, Q., V. Rossi and L. Blanc. 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 175-183.
- Muukkonen, P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *Eur. J. Forest Res.* 126: 157-166.
- Ngomanda, A., N. L. Engone, J. Lebamba, Q. Moundounga, H. Gomat, G. Sidoine-Mankou, J. Loumeto, D. Midoko, F. Kossi, R. Zinga, K. H. Botsika, C. Mikala, R. Nyangadouma, N. Lépengué, B. Mbatchi and N. Picard. 2013. Site-specific versus pantropical allometric equations: which option to estimate the biomass of a moist central African forest? *Forest Ecology and Management* 312:1-9. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.10.029
- Nickless, A., R. J. Scholes and S. Archibald. 2011. A method for calculating the variance and confidence intervals for tree biomass estimates obtained from allometric equations. *S. Afr. J. Sci.* 107:5-6. DOI: 10.4102/sajs.v107i5/6.356
- Nuno, A., M. Tomé, J. Tomé, P. Soares and L. Fontes. 2007. Effect of tree, stand, and site variables on the allometry of *Eucalyptus globulus* tree biomass. *Can. J. For. Res.* 37: 895-906.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Orihuela-Belmonte, D. E., B. H. J de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto and A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171:72-84.
- Parresol, B. R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45: 573-593.
- Pastor, J., J. D. Aber and J. M. Melillo. 1984. Biomass prediction using generalized allometric regressions for some north east tree species. *Forest Ecology and Management* 7: 265-274.
- Paul, K. I., S. H. Roxburgh, J. Chave, J. R. England, A. Zerihun, A. Specht, T. Lewis, L. T. Bennet, T. G. Baker, M. A. Adams, D. Hustable, K. D. Montagu, D. S. Falster, M. Feller, S. Sochacki, P. Ritson, G. Bastin, J. Bartle, D. Wildy, T. Hobbs, J. Larmour, R. Waterworth, H. T. L. Stewart, J. Jonson, D. A. O'Grady, D. Green, R. Sudmeyer, S. J. Rance, J. Turner, C. Barton, E. H. Wenk, T. Grove, P. M. Attiwill, E. Pinkard, D. Butler, K. Broodsbank, B. Spencer, P. Snowdon, N. O'Brien, M. Battaglia, D. M. Cameron, S. Hamilton, G. Mcathur and J. Sinclair. 2016. Testing the generality of above-ground biomass allometry across plant functional types at the continental scale. *Global Change Biology* 22: 2106-2124.
- Paz, F. y S. Covalada. 2014. Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono. pp: 301-307. En: Paz, F. 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.
- Paz, F., E. Castillo, J. C. Cabrera y E. Medrano. 2018. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución especial de 250m y resolución temporal de 10 días. *Elementos para Políticas Públicas* 2:109-124.
- Paz, F., M. I. Marín, M. Bolaños-González, J. D. Etchevers, B. de Jong, J. Herrera y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2020. La urgente necesidad de México de contar con datos de actividad a escala apropiada para el sector agricultura, forestería y otros usos del suelo. *Elementos para Políticas Públicas* 4:61-73.
- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: enero 10, 2020).
- Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019a. 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. 2021. Un modelo alométrico pantropical global y local. *Madera y Bosques* 27. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742446>
- 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. S. Velázquez-Rodríguez. 2019b. Capítulo 23: Dinámica del uso del suelo y vegetación. pp. 529-572. En: Paz-Pellat, F., 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.
- Pelletier, J., K. R. Kirby and C. Potvin. 2010. Significance of carbon stock uncertainties on emission reductions from deforestation and forest degradation in developing countries. *Forest Policy and Economics* 24:3-11. DOI: 10.1016/j.forpol.2010.05.005
- Phillips, O. L., S. L. Lewis, T. R. Baker, K. J. Chao and N. Higuchi. 2008. The changing Amazon forest. *Phil. Trans. RR. Soc. B* 363:1819-1827.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurane, P. V. Núñez, R. M. Vásquez, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown and J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282:439-442.

- Picard, N., F. Boyemba and V. Rossi. 2015. Reducing the error in biomass estimates strongly depends on model selection. *Annals of Forest Science* 72: 811-823.
- Picard, N., M. Henry, F. Mortier, C. Trotta and L. Saint-Andre. 2012. Using Bayesian model averaging to predict tree above-ground biomass in tropical moist forests. *Forest Science* 58: 15-23.
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. Almeyda-Zambrano, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, E. N. Broadbent, R. L. Chazdon, D. Craven, J. S. de Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. H. J. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. de Wait, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernandez-Stefanoni, C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, J. C. Licona, M. Lohbeck, E. Marin-Spiotta, M. Martinez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, A. A. de Oliveira, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotta, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velázquez, I. E. Romero-Pérez, J. Ruiz, J. C. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeita, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Toledo, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. F. M. Vester, A. Vicentini, I. C. M. G. Vieira, T. Vizcarra-Bentos, G. B. Williamson and D. M. A. Rozendaal. 2016. Biomass resilience of neotropical secondary forests. *Nature* 000:1-15. DOI:10.1038/nature16512
- Pretzsch, H. and J. Dieler. 2012. Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure for allometric theory. *Oecologia* 169: 637-649.
- Ramírez-Martínez, A., M. J. González-Guilén, H. M. de los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez and W. Santiago-García. 2021. Forest management with carbon scenarios in the central region of México. *iForest* 14:413-420.
- Reichstein, M., M. Bahn, P. Ciais, D. Frank, M. D. Mahecha, S. I. Seneviratne, J. Zscheischler, C. Beer, N. Buchmann, D. C. Frank, D. Papale, A. Rammig, P. Smith, K. Thonicke, M. Van der Velde, S. Vicca, A. Walz and M. Wattenbach. 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500:287-295.
- Richards, G. P. and C. Brack. 2004. A continental biomass stock and stock change estimation approach for Australia. *Australian Forestry* 67:284-288.
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. *Fish Physiology* 8:677-743.
- Rojas-García, F., B. H. J. de Jong, P. Martínez and F. Paz P. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Rojas-Robles, N. E., J. Garatuzza-Payan, J. C. Álvarez-Yépez, Z. M. Sánchez-Mejía, R. Vargas and E. Yépez. 2020. Environmental controls on carbon and water fluxes in an old-grown tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* 125: e2020JG005666.
- Roncal G. S., P. L. Soto, A. J. Castellanos, M. N. Ramírez y B. De Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Inter-ciencia* 33:200-206.
- Ryan, M. G., D. Binkley and J. H. Fownes. 1997. Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Ad. Ecol. Res.* 27:213-262.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfológica nacional. *Elementos para Políticas Públicas* 1:173-182.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2018. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32.
- SARH. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Distrito Federal, México. 81 p.
- Schimel, D., B. B. Stephens and J. B. Fisher. 2015. Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:436-441.
- Sheinbaum, C. and O. R. Masera. 2000. Mitigating carbon emissions while advancing national development priorities. The case of México. *Climatic Change* 47:259-282.
- Sileshi, G. W. 2014. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. *Forest Ecology and Management* 329: 237-254.
- Skutsch, M., A. Borrego y M. Salinas. 2018. Explaining the Mexican sink. pp. 156-162. En: Paz, F., A. S. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Skutsch, M., J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, A. Balderas-Torres, J. Morfin-Ríos, J. M. Michel-Fuentes, O. Carrillo and D. Ross. 2017. Adapting REDD+ policy to sink conditions. *Forest Policy and Economics* 80:160-166.
- Snowdon, P. 1991. A ratio estimator for bias correction in logarithmic regression. *Can. J. For. Res.* 21: 720-724.
- Snowdon, P. 2002. Modeling Type 1 and Type 2 growth responses in plantations after application of fertilizer or other silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 163:229-244.
- Soto-Pinto, L. y G. Jiménez-Ferrer. 2018. Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques* 24: e2401887. DOI: 10.21829/myb.2018.2401887
- Soto-Pinto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jiménez-Ferrer and B. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest Syst.* 78:39-51.

- Stringham, T. K., W. C. Krueger and P. L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: further refinement for rangeland applications, Special Report 1024. Corvallis: Agricultural Experiment Station, Oregon State University.
- Temesgen, H., D. Affleck, K. Poudel, A. Gray and J. Sessions. 2015. A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 326-335.
- van Breugel, M., J. Ransijn, D. Craven, F. Bongers and J. S. Hall. 2001. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainty associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262: 1648-1657.
- Vargas, B., C. A. López, J. J. Corral, J. O. López, C. G. Aguirre and J. G. Álvarez. 2017a. Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in the temperate forests of North-Western Mexico. *Forests* 8:262-267. DOI: 10.3390/f8080269
- Vargas, R., D. Alcaraz-Segura, R. Birdsey, N. A. Brunsell, C. O. Cruz-Gaistardo, B. de Jong, J. Etchevers, M. Guevara, D. J. Hayes, K. Johnson, H. W. Loescher, F. Paz, Y. Ryu, Z. Sanchez-Mejia and K. P. Toledo-Gutierrez. 2017. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of Mexico. *Carbon Management* 8:57-65.
- Vargas, R., F. Paz and B. de Jong. 2013. Quantification of forest degradation and belowground carbon dynamics: ongoing challenges for monitoring, reporting and verification activities for REDD+. *Carbon Management* 4:579-582.
- Vargas-Larreta, B., J. Corral-Rivas, O. A. Aguirre-Calderón, J. O. López-Martínez, H. M. De los Santos-Posadas, F. J. Zamudio-Sánchez, E. Treviño-Garza, M. Martínez-Salvados and C. G. Aguirre-Calderón. 2017b. SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales* 23:437-455. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2017.06.040
- Vargas-Larreta, B., O. A. Aguirre-Calderón, F. J. Zamudio-Sánchez, J. O. López-Martínez, J. J. Corral-Rivas, E. J. De los Santos-Posadas y M. Martínez-Salvador. 2018. Manual del Sistema Biométrico Forestal (SiBiFor): Herramientas para el manejo de los bosques templados y tropicales de México. CONAFOR. Guadalajara, Jalisco, México. 90 p.
- Waterworth, R. M., G. P. Richards, C. L. Brack and D. M. W. Evans. 2007. A generalized hybrid process-empirical model for predicting plantation forest growth. *Forest Ecology and Management* 238:231-243.
- Wayson, C. A., O. I. Carrillo and R. A. Birdsey. 2015. Estimating uncertainty of allometric biomass equations with incomplete fit error information using a pseudo-data approach: methods. *Annals of Forest Science* 72:825-834.
- Wilson, B. T., A. J. Lister and R. I. Riemann. 2012. A nearest-neighbor imputation approach to mapping tree species over large areas using forest inventory plots and moderate resolution raster data. *Forest Ecology and Management* 271:182-198.
- Wilson, B. T., C. W. Woodall and D. M. Griffith. 2013. Imputing forest carbon stock estimates from inventory plots to a nationally continuous coverage. *Carbon Balance and Management* 8:1-15. DOI:10.1186/1750-0680-8-1
- Wright, S. J. 2013. The carbon sink in intact tropical forests. *Global Change Biology* 19:337-339.
- Wutzler, T., C. Wirth and J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for common beech (*Fagus sylvatica L.*) in Central Europe –predictions and components of uncertainty. *C. J. For. Res.* 38: 1661-1675.
- Yin, X., J. Gourdriaan, E. A. Lantinga, J. Vos and H. J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany* 91: 361-371.
- Zadeh, L. A. 2006. Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46.
- Zeide, B. 1993. Analysis of growth equations. *Forest Science* 39: 594-616.
- Zhu H. and A. G. Journel. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. *In: Soares A. (ed.). Geostatistics Tróia '92. Quantitative Geology and Geostatistics, Vol 5. Springer, Dordrecht.*
- Zianis, D. 2008. Predicting mean aboveground forest biomass and its associated variance. *Forest Ecology and Management* 256: 1400-1407.



PMC
Programa Mexicano del Carbono